

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ – TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA

Hornicko – geologická fakulta

Katedra environmentálního inženýrství

**VÝSKYT VYBRANÝCH TOXICKÝCH KOVŮ V PŮDĚ A
ZELENÉ HMOTĚ NA ODVALU EMA**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Autor:

Bc. Petra Tkáčová

Vedoucí diplomové práce:

doc. Mgr. Eva Pertile, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB – TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA

Faculty of Mining and Geology

Department of Environmental Engineering

**THE OCCURRENCE OF TOXIC METALS IN THE SOIL
AND GREEN MATTER FROM THE DUMP EMA**

DIPLOMA THESIS

Author:

Bc. Petra Tkáčová

Supervisor:

doc. Mgr. Eva Pertile, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB - Technická univerzita Ostrava
Hornicko-geologická fakulta
Institut environmentálního inženýrství

Zadání diplomové práce

Student: **Bc. Petra Tkáčová**
Studijní program: **N2102 Neroztčné suroviny**
Studijní obor: **3904T005 Environmentální inženýrství**
Téma: **Výskyt vybraných toxických kovů v půdě a zelené hmotě na odvalu Ema**
The Occurrence of Toxic Metals in the Soil and Green Matter from the
Dump Ema
Jazyk vypracování: **čeština**

Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl diplomové práce
2. Současný stav řešení problematiky
3. Charakteristika monitorovaných toxických kovů (As, Cd, Pb, V)
4. Praktická část (popis metodik použitých k dosažení výsledků)
5. Výsledky
6. Diskuse
7. Závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

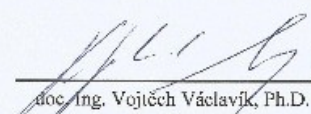
JELÍNEK, P. *Termicky aktivní odvaly v ostravské a petřvaldské části OKR a jejich rizika na životní prostředí*. [online]. Příbram, 2010, s. 1-8. Dostupné z: http://slon.diamo.cz/hpvt/2010/veda/V_04.pdf.
HUICHENOT. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of The Total Environment* [online]. 2016, 563-564, 693-703. ISSN 00489697.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

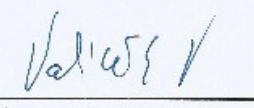
Vedoucí diplomové práce: **doc. Mgr. Eva Pertile, Ph.D.**

Datum zadání: **31.10.2017**

Datum odevzdání: **30.04.2018**


doc. Ing. Vojtěch Václavík, Ph.D.
vedoucí institutu




doc. Ing. Jan Valíček, Ph.D.
děkan fakulty

Prohlášení diplomové práce

- Celou diplomovou práci včetně příloh, jsem vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byla jsem seznámen s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 - využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 - školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 30. dubna 2018

Bc. Petra Tkáčová



Poděkování:

Ráda bych poděkovala doc. Mgr. Evě Pertile, Ph.D. za cenné rady a připomínky při vedení mé diplomové práce. Také bych ráda poděkovala Ing. Michalu Vaštylovi za pomoc při terénních pracích na odvalu Ema. Největší poděkování však patří mé rodině za trpělivost a psychickou podporu.

Petra Tkáčová

Anotace

Diplomová práce je zaměřena na problematiku možného výskytu toxických kovů na termicky aktivním odvalu Ema, který se nachází na území Ostravska. Vybrané monitorované toxické kovy budou zkoumány z hlediska jejich kumulace v půdě, ale také zelené hmotě. Kovy budou charakterizovány z hlediska jejich škodlivosti v životním prostředí. V teoretické části bude také popsán odval Ema z hlediska přírodních poměrů, ale rovněž monitorované toxické kovy, na které se diplomová práce vztahuje. Jedná se konkrétně o arsen, kadmium, olovo a vanad. Praktická část je zaměřena nejen na jednotlivé metodiky, které byly použity pro odběr a zpracování odebraných vzorků zelené hmoty a půdy, ale také na stanovení vybraných kovů a vyhodnocení a diskuze získaných výsledků.

Klíčová slova: toxické kovy v půdě, zelená hmota, termicky aktivní odval, halda Ema, životní prostředí, arsen, kadmium, olovo, vanad

Annotation

The diploma thesis is focused on the issue of the possible occurrence of toxic metals on the thermally active Ema mine, located on the territory of the Ostrava region. Selected monitored toxic metals will be examined for their accumulation in soil as well as green matter. Metals will be characterized in terms of their harmfulness in the environment. In the theoretical part, Ema will be described in terms of natural conditions, but also monitored toxic metals covered by the diploma thesis. This is specifically arsenic, cadmium, lead and vanadium. Practical part is focused not only on individual methodologies, which were used for taking and processing of samples of green matter and soil but also for determination of selected metals and evaluation and discussion of obtained results.

Key words: toxic metals in soil, green matter, thermally active dump Ema heap, environment, arsenic, cadmium, lead, vanadium

OBSAH

1	ÚVOD A CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE	1
2	SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	3
2.1	Toxické kovy v půdě	3
2.1.1	Mobilita toxických kovů v půdě	5
2.1.2	Půdní vlastnosti ovlivňující mobilitu a biodostupnost kovů v půdě	7
2.2	Toxické kovy v rostlinách	8
2.2.1	Transport kovů z půdy do rostlin	10
2.3	Odvaly	12
2.3.1	Odval Terezie – Ema	14
3	MONITOROVANÉ TOXICKÉ KOVY	21
3.1	Arsen	21
3.2	Kadmium	23
3.3	Olovo	24
3.4	Vanad	25
4	PRAKTICKÁ ČÁST	26
4.1	Odběr vzorků zelené hmoty a půdy	26
4.2	Úprava vzorků zelené hmoty a půdy před analýzou	28
4.3	Stanovování a vyhodnocování toxických kovů	31
5	VÝSLEDKY	34
5.1	Arsen	34
5.2	Kadmium	36
5.3	Olovo	37
5.4	Vanad	39
6	DISKUZE	42
7	ZÁVĚR	50
	Seznam použité literatury	52
	Seznam zdrojů obrázků	58
	Seznam obrázků	59
	Seznam tabulek	60

1 ÚVOD A CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE

Toxické kovy se v přírodních podmínkách vyskytují sice pouze v nízké koncentraci, avšak z důvodů antropogenních vlivů jejich obsah v půdě významně stoupá. Jejich nejvyšší hodnota se nachází především v povrchové vrstvě půdy. Toxicita kovů závisí na době jejich setrvání v půdě. Jejich kumulace v životním prostředí má velký ekologický dopad, a to hlavně z důvodů hromadění rizikových látek, které pozměňují charakter a následné vlastnosti půdy mění na negativní. Jelikož v půdě probíhá mikrobiální aktivita, proto se zvyšuje také regulace rychlosti koloběhu prvků. Kovy tak významně ovlivňují vývoj fauny a flóry na daném území.

Pro tuto závěrečnou práci byl vybrán termicky aktivní odval Terezie – Ema, který se nachází na území Ostravska. Tento odval ve svém středu pořád prohořívá, proto je reálný předpoklad, že akumulace rizikových kovů v půdě může být vysoká. Kovy také ovlivňují růst a vývoj rostlin a stromů, které se na odvalu vyskytují.

Diplomová práce se skládá ze sedmi kapitol, kdy každá má svou charakteristiku a význam. Kapitola první je úvod a cíl práce, která charakterizuje význam celé práce a její důvod pro psaní. Druhá kapitola je úvod do problematiky, který se skládá z charakteristiky toxických kovů, jejich výskyt v půdě, ale také zelené hmotě. Zde je definován také vybraný odval Ema, který se nachází na Ostravsku. Třetí kapitola má název Monitorování vybraných toxických kovů, v této práci se jedná o arsen, kadmium olovo a vanad. Je zde popsán jejich výskyt v půdě, v zelené hmotě a jak se toxické kovy transportují z půdy do rostlin. Také je tady uvedeno jejich povolené množství pro výskyt v daných složkách. Čtvrtá kapitola nese název Praktická část, kde jsou popsány postupy odběru vzorků v terénu, jejich úprava v laboratoři a stanovení výsledků na vybraných přístrojích, ale také celkové určení množství toxických kovů v půdě a zelené hmotě. Následující kapitola nese název Výsledky, kde jsou uvedeny finální hodnoty naměřené v laboratořích popsány a graficky vyhodnoceny. Kapitola číslo šest bude Diskuze, kde jsou získané výsledky diskutovány, které jsou posuzovány s limitními hodnotami, které jsou uvedeny v zákoně č. 184/2016 Sb., kterým se mění zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů. Poslední kapitola bude závěr, kde budou shrnuty všechny významné poznatky.

Cílem diplomové práce je monitorovat vybrané toxické kovy, jmenovitě se jedná o arsen, kadmium, olovo a vanad, které by mohly být v důsledku termické aktivity, která na odvalu Ema probíhá, emitovány na prachových částicích do okolí. Sledován bude obsah těchto kovů jak v půdě, tak i v okolní zelené hmotě.

Předložená diplomová práce byla realizována v rámci mezinárodního projektu CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 „TERDUMP Spolupráce VŠB–TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice“, který je zaměřen na společné monitorování a analýzu termicky aktivních odvalů po těžbě uhlí v regionech Ostravska a Horního Slezska.

2 SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

Toxické kovy se nacházejí ve všech složkách životního prostředí, dostávají se do něj hlavně z důvodu antropogenní činnosti. Vyskytují se nejen ve formách anorganických, ale i organických. Jejich výskyt je poměrně velký zejména na místech, kde v České republice probíhá těžba nerostných surovin. Kovy mají dlouhé působení v prostředí, jelikož jejich hromadění je dlouhodobé a odstranění z půdy je velmi problematické.

2.1 Toxické kovy v půdě

Půda jako geochemický celek přijímá toxické kovy, které jsou uvolňované z přírodních i nepřírodních zdrojů. Avšak vzhledem k rychlému pokroku industrializace a urbanizace došlo v posledních letech k překročení přírodních vstupů kovů do půdy antropogenním způsobem. Hodnoty koncentrací toxických kovů mnohdy překračovaly hodnoty globální a regionální úrovně. To pak logicky vedlo až k rozsáhlé kontaminaci půdy, které se věnuje čím dál větší pozornost, a to z důvodu nepříznivých účinků na lidské zdraví a životní prostředí.

Ochranou půdy se v České republice zabývá Ministerstvo životního prostředí, které vykonává funkci ústředního orgánu státní správy v ochraně zemědělského půdního fondu (ZPF), který charakterizuje zákon č. 184/2016 Sb. ve znění pozdějších předpisů ze zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění zákona č. 41/2015 Sb. Samotný zákon vymezuje, co je ZPF, stanovuje ochranu jak z hlediska kvalitativního, tak kvantitativního, také vymezuje orgány ochrany ZPF a upravuje výkon, který může státní správa na úseku ZPF zastupovat. [1]

Zákon č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb. Nejnovější legislativa stanovuje tyto hodnoty v zákoně č. 184/2016 Sb. [2]. Pro tuto práci je ve vyhlášce nejdůležitější část čtvrtá, která stanovuje preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě, viz Tabulka 1.

Tabulka 1: Hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě [2]

Kategorie půd	Preventivní hodnota										
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Běžné půdy	20	2,0	0,5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy	15	1,5	0,4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

Jednotky, ve kterých jsou rizikové prvky v tabulce uváděné, jsou v mg kg^{-1} . Tyto hodnoty jsou však udávány pro zemědělské půdy, avšak půda vyskytující se na zkoumaném termicky aktivním odvalu do kategorie zemědělských půd nepatří. Proto jsou tyto hodnoty brány pouze okrajově. Pro jiné půdy zatím zákon preventivní hodnoty rizikových prvků nestanovuje.

Velké množství antropogenních zdrojů přispívá k akumulaci rizikových kovů v půdě. Největším zdrojem jsou hutě neželezných kovů. [3] Celkově se odhaduje, že emise z neželezných hutí představují 40–73 % emisí kovů (např. Cd, Pb), které se tak dostávají do všech složek životního prostředí. Největší kontaminace půdy byla zaznamenána právě v okolí hutí. Toto znečištění je prokázáno v mnoha zemích světa. Kovy jsou primárně vypouštěny tavnými plyny, které obsahují tuhé částice, které se dostávají do vzduchu, nebo mohou být také obsaženy v odpadech, jejichž cesta potom může vést do půdy, což zvyšuje jejich koncentraci. Půda, která je už kontaminována, tak představuje velké riziko pro ostatní složky životního prostředí.

Toxické kovy v půdě nejsou biologicky odbourávány přírodními procesy, proto zůstávají v půdě po dlouhou dobu, což tak vede k dlouhodobému znečištění životního prostředí. [4] Nicméně půda má přirozenou schopnost snižovat biologickou dostupnost a pohyblivost toxických kovů různými mechanismy, jako jsou srážení (srážení pevných fází v půdě snižuje mobilitu kovů, převážně mají tuto schopnost karbonáty), adsorpční procesy jsou základní půdní procesy, které ovlivňují koncentraci živin. Adsorpce je kumulace látek na rozhraní prostředí. Adsorpce je ovlivněna sorpční kapacitou půd, která je určena obsahem organické hmoty. Další vlastností, kterou půda disponuje ke snížení toxických kovů, jsou redoxní reakce, při kterých se snižuje oxidační stupeň. Redukce může pozměnit toxické kovy, a to tak že z nich dělá méně toxické, které bývají stabilnější, tedy méně mobilní.

Pokud však hodnota koncentrace toxických kovů v půdě překročí přípustnou hodnotu a překročí povolený limit, následně tak dojde k znečištění půdy a v některých případech dokonce až podzemní vody. Rovněž se zvyšuje i riziko vstupu rizikových kovů do lidského těla (např. vdechnutím kontaminovaných částic prachu, nebo požitím kontaminované vody atd.). [5]

Biodostupnost je množství chemické látky v životním prostředí, které jsou schopné pronikat do organismů, které se účastní různých biologických procesů. Obecná charakteristika je také definována jako míra interakce látky s živým organismem. Hlavní část transportu kovu je z půdy do kořenového systému rostlin. Biodostupnost závisí také na dalších parametrech jako je hodnota pH, teplota, redoxní potenciál, celkový obsah organické hmoty. [6]

Mobilita je schopnost kovů pronikat do složek prostředí. Závisí však na formě daného kovu a také na vlastnostech půdy, jako jsou obsah a kvalita organické hmoty, půdní reakce a hodnota pH půdy. Pro hodnotu mobility toxických kovů v půdě je hlavní zjistit jejich obsah v půdním roztoku, nebo také zjistit hodnotu vyluhovatelnosti ze vzorku. Toto stanovení se provádí pomocí různých extrakčních činidel. [7]

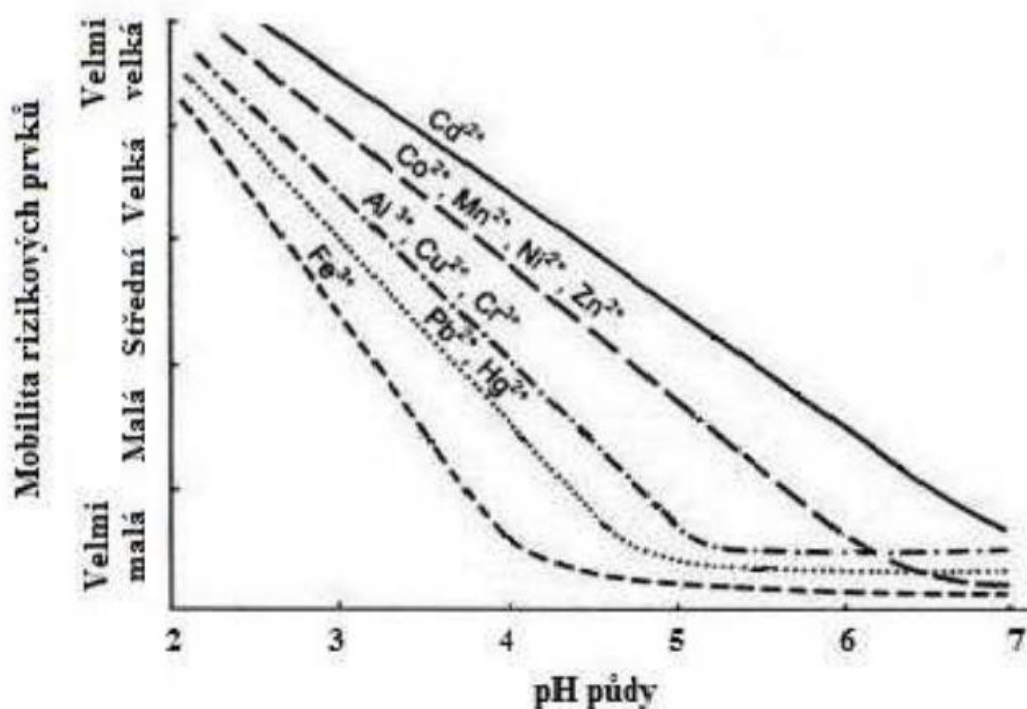
Sorpce je obecně schopnost látky vázat se na pevné částice například půdy, sedimentu, prachové částice. Dále se tato schopnost dělí na adsorpci a absorpci, kdy adsorpce je děj, při kterém se látka váže a hromadí na povrchu částic. Absorpce je opak adsorpce a uplatňuje se především u živých organismů. Význam sorpce nejvíce ovlivňuje hodnota pH prostředí. [8]

2.1.1 Mobilita toxických kovů v půdě

Kovy jsou docela silně vázány složkami půdy a jejich osud v půdě je tak závislý především na vlastnostech těchto složek. Vlastnosti půdy velice ovlivňují biologickou dostupnost a také mobilitu (pohyblivost) kovů. Určité kovy jsou vázány v půdě méně, proto jsou z půdy vymyté a pronikají do půdního profilu hlouběji. Chování prvků je závislé na fyzikálně-chemických vlastnostech pevné a kapalné fáze, také však na chemických vlastnostech jako je hodnota pH, kationtová výměnná kapacita a rovněž obsah organické hmoty a jílu v půdě. [9]

Na šíření prvků v půdním profilu má velký vliv kvalita, ale také množství humusu. Rizikové prvky, které jsou obsažené v půdě a které jsou vázány na nerozpustné humusové látky jsou téměř prakticky imobilní. Pokud jsou však vázány na menší molekuly organických látek, tak se může jejich mobilita a přístupnost zvýšit. Kyseliny, které jsou obsažené v humusu, mají rozdílnou afinitu ke kovům.

Velký podíl na mobilitu toxických kovů v půdě má hodnota pH. Mobilnější je složka při nízké hodnotě pH a redox potenciálu, avšak s rostoucí hodnotou pH jejich rozpustnost klesá. [10] Na Obrázku 1. je znázorněn graf mobility rizikových prvků v půdě v závislosti na hodnotě pH. Z obrázku je velmi dobře patrné, že rizikové kovy reagují v kyslejších prostředí, tedy při hodnotě $\text{pH} = 2,0$. Například kadmium a jeho mobilita klesají, pokud se zvyšuje hodnota pH. Zato olovo v půdě reaguje společně se rtutí postupným poklesem mobility v závislosti na stoupající hodnotě pH.



Obrázek 1: Graf mobility rizikových prvků v půdě v závislosti na hodnotě pH
(zdroj <https://is.mendelu.cz>)

2.1.2 Půdní vlastnosti ovlivňující mobilitu a biodostupnost kovů v půdě

Jak již bylo uvedeno v předchozí kapitole, vlastnosti, které nejvíce ovlivňují biodostupnost a mobilitu rizikových kovů v půdě, jsou především hodnota pH (acidita půdy), oxidační a redukční procesy a sorpční vlastnosti půdy.

Oxidační a redukční procesy jsou chemické procesy, které běžně v půdě probíhají. Tyto procesy doprovází biochemické procesy, při kterých si půdní organismy opatřují energii. Přítomnost oxidačně redukčních procesů je dáno stupněm provzdušnění, nebo obsahem kyslíku, který se v půdě nachází. [11]

Přítomnost oxidačně-redukčních procesů lze odhadnout také z barvy půdy na určitém místě. Oxidaci lze vidět například na červených a hnědých půdách, a naopak redukci zase na modrozelených až šedých půdách, kdy tento proces probíhá nejčastěji na glejových půdách. Tato změna je způsobena redukcí železa, kdy se železo v oxidačním stupni III mění na železo v oxidačním stupni II.

Acidita půdy má největší vliv na výskyt toxických kovů v půdě. Ovlivňuje totiž jejich rozpustnost a schopnost vytvářet v půdě komplexy těchto kovů. Půdní reakce, která v půdě probíhá, je určována koncentrací vodíkových iontů v pórové vodě, která je v rovnováze se záporně nabitým povrchem částic, které se v půdě nacházejí.

Sorpční vlastnosti půdy jsou podstatné chemické procesy, které probíhají v půdě. Ovlivňují hlavně biodostupnost a mobilitu kovů v půdách, které jsou spojeny s přechodem kovových iontů mezi pevnou fází a půdním roztokem. Tyto procesy pozměňují koncentraci kovových iontů a také komplexů v půdním roztoku, čímž mají velký vliv na jejich příjem kořeny rostlin. Adsorpce kovových iontů na pevné fázi je spojena s různými mechanismy, mezi které patří např. výměnná sorpce kationtů. K výměnné sorpci kationtů dochází především mezi půdním roztokem a iontovou dvojvrstvou fázového rozhraní minerálních a organických půdních koloidů, které jsou vyvolány difúzními ději. Intenzita tohoto děje závisí především na vlastnostech sorbentů, hodnotě pH půdního roztoku, koncentraci iontů a iontové síle, dále pak teplotě půdy, stupně hydratace iontů atd. Z minerálního podílu půdy se jedná především o jílové minerály, které se touto schopností vyznačují. [12]

Pro lepší posouzení kontaminace na daném místě, je nutné mít přehled o výskytu všech toxických kovů v půdě. Dnes je známo, že riziko a stupeň kontaminace půdy se určuje chemickými formami kovů. Povaha kovového charakteru v půdním prostředí je charakterizována sekvenčními extrakčními technikami, které jsou nejúčinnější metody, při stanovení forem kovů v půdě. [13]

2.2 Toxické kovy v rostlinách

Kovy se z hlediska vztahu k rostlinám dělí na dvě základní skupiny, a to esenciální a neesenciální. Esenciální kovy (např. Zn) tvoří skupinu látek, které jsou pro rostliny nezbytně důležité, a sice pro jejich růst a vývoj. Jejich výskyt v rostlinách souvisí především s koncentrací. Pokud je překročena, stávají se již esenciální kovy pro rostliny toxické. Neesenciální kovy (např. As) nejsou pro rostlinu důležité a jejich zastoupení v rostlinách je toxické i v nízkých koncentracích.

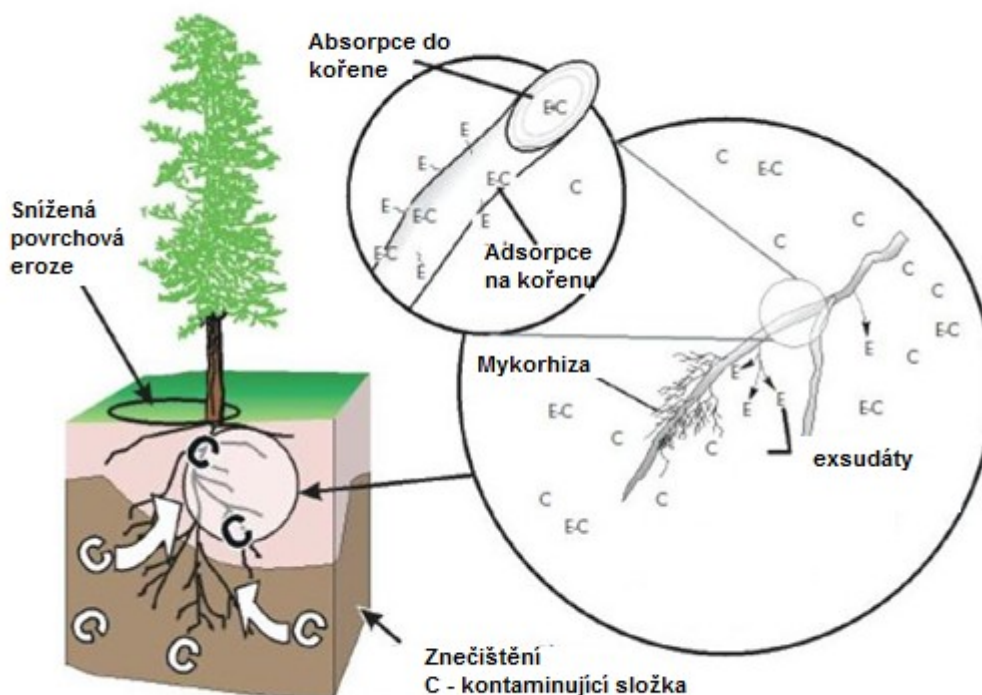
Mezi nejvíce zastoupené toxické kovy, které se vyskytují v rostlinách, patří olovo, měď, kadmium, rtuť, arsen a další kovy. Pro rostliny mohou být tyto kovy v určitých hodnotách velice toxické a dokážou rostlinu závažně poškodit až k smrtelnému následku.

Toxické kovy jsou velice podobné kovům esenciálním, kdy jejich podobnost vyplývá z periodické tabulky prvků. Proto umějí toxické kovy nahradit kovy esenciální např. v enzymech, proteinech a aminokyselinách. Po náhradě kovy toxickými už rostliny nevykazují svou klasickou funkci.

Toxické působení kovů u rostlin začíná u kořenů, jelikož je to primární část těla rostliny. Touto cestou se kovy rostlinou také nejčastěji přijímají. Základní proces, při přijímání toxických kovů má rhizosféra (rhizosféra je oblast nejbližšího výskytu kořenů) a transportují je do kořenů rostlin. Dále jsou kovy transportovány do nadzemních částí rostlin (Obrázek 2). Toxické kovy poté mohou narušit celý metabolismus rostlin. [14]

Citlivé rostliny se nedokážou s toxickými kovy zcela vyrovnat, a to ani v malé koncentraci. Jejich růst je pak minimální, a proto už rostliny nedokážou vytvářet biomasu. Při vysokých koncentracích toxických kovů citlivé rostliny zpravidla hynou. Jako příklad citlivé rostliny lze uvést kapradinu, která neumí ve svém těle zpracovat As, který se vyskytuje v nízkých koncentracích. Předpokládá se, že je to pravděpodobně z důvodů malé schopnosti vytvořit obranné organismy, které mají rostliny tolerantní, či hyperakumulující.

Tolerantní rostliny dokáží růst i v ekosystémech, kde je vyšší koncentrace toxických kovů, než by zvládly jiné rostliny přežít. Toleranci k toxickým kovům rostliny mají v několika formách. Umějí totiž omezit příjem toxických kovů kořenovým systémem. Toxicita kovů může být také snížena, pokud se kov začlení do samotné buněčné stěny rostliny, kde následně minimalizují jejich příjem přes plastickou membránu. Jednu z nejhlavnějších rolí v toleranci k toxickým kovům hrají hlavně organické kyseliny a glutathion (antioxidant vyskytující se v rostlině, který dokáže zabránit, aby se poškodily důležité části rostlin), které s kovy tvoří komplexy a tím se toxické kovy v podstatě detoxikují.



Obrázek 2: Průběh kontaminujících látek v rostlině
(převzato a upraveno z knowhowtogmo.wordpress.com, 2018)

Rostliny, které se také dokážou velmi dobře vypořádat s toxicitou, jsou hyperakumulativní. Jejich hlavní funkce spočívá v tom, že transportují toxicitu z kořenů dále do nadzemních částí rostlin. Hodnota toxicity kovu je přibližně stejná jak v kořenech, tak v nadzemních částech rostliny. Hyperakumulátory dokáží absorbovat 50–100× vyšší hodnoty toxicity kovů než rostliny, které tuto schopnost nemají. Hraniční hodnoty pro hyperakumulativní rostliny jsou minimálně 100 mg g⁻¹ (0,01 % suché hmotnosti) pro Cd, As, 1 000 mg g⁻¹ (0,1 % suché hmotnosti) a pro Co, Cu, Cr, Ni a Pb 10 000 mg g⁻¹ (1 % suché hmotnosti). [14]

2.2.1 Transport kovů z půdy do rostlin

Rostliny přijímají a hromadí toxické kovy ve svých tkáních buď z půdního roztoku, nebo v některých případech také ze vzdušného aerosolu. Rostliny dokonce umí některé prvky vracet zpět do okolního prostředí. Hodnoty koncentrace toxických kovů jsou v rostlině závislé nejen na jejich příjmu, ale také na odstranění kovů z rostlinných tkání.

Proto jsou také některé kovy z půdy v rostlině transportovány do různých částí, aniž by změnily jejich fyziologii. Příjem toxických kovů je dán především absorpční schopností kořenů v půdě, ale i jejich listů a také samotnou produkcí biomasy. Čím větší je tedy absorpce kořeny, tím více se toxické kovy dostávají do rostliny. [15]

Prvky, které jsou důležité pro kvalitní růst rostlin, a také toxické kovy, jsou rostlinami přijímány ve formě jejich rozpustných solí. Jejich příjem probíhá nejen pomocí listů, stonků, ale také mohou být přijímány plody. Avšak rozhodující příjem všech prvků má rostlina pomocí kořenového systému. [16]

Těchto vlastností je využíváno při biologické sanaci. Jedná se o technologii, která je při zacházení se znečištěnou půdou ekologicky velmi šetrná. Hojně se právě využívá v případě dekontaminace půdy, která byla znečištěna toxickými kovy.

Rostlinná biomasa a vybrané fyziologické parametry prokázaly, že rostliny byly schopné růst v kontaminované půdě, a to hlavně potom co byla půda “naočkována“ *Pseudomonas aeruginosa* (Obrázek 3).



Obrázek 3: *Pseudomonas aeruginosa* (zdroj www.ehagroup.com)

Díky této gramnegativní bakterii, se totiž zvýšilo procento nárůstů rostlin (jejich výhonů a kořenů). Avšak její další funkcí je snížení stresů rostlin. Množství kovů v rostlinách se tak po aplikaci *Pseudomonas aeruginosa* výrazně zmenšilo. Samotné koncentrace kovů se v rostlinách snížily v uvedeném pořadí $Zn > Cu > Pb$. Toxické kovy se převážně vyskytovaly v kořenových systémech rostlin, kde byly špatně transportovány do zbytku těla rostlin. Bioakumulace kovů v půdách, kde byla aktivována *P. aeruginosa* obecně vede ke snížení koncentrace a translokace kovů, které se vyskytují v rostlině. [17]

2.3 Odvaly

Odval je koncentrovaný deponovaný materiál, který se skládá z hlušiny (sytký materiál), ten vzniká jako odpad při těžbě různých nerostných surovin, nebo při průmyslové výrobě (např. hutnictví). Jedná se tedy o antropogenní formu reliéfu, která vzniká vrstvením odpadního materiálu při hornické činnosti. Odval slouží k trvalému, nebo také dočasnému uložení odpadu.

Největší zastoupení odvalů je v Ostravské pánvi a na Kladensku, kde vznikaly po hlubinné těžbě černého uhlí. V Ostravské pánvi je společností Ostravsko-karvinské doly, a. s. evidováno v současné době přibližně tři sta těžebních odvalů, z toho je pět odvalů stále využíváno a doly na ně vyvážejí hlušinu. [18] Podle katalogu hlušinových deponií, který je z roku 1989, se na území okresu Ostrava nachází sto šestnáct hlušinových deponií, okres Karviná má sto čtyřicet tři deponií a okres Frýdek-Místek dvacet dva deponií.

V prostoru OKR je uloženo celkem okolo milionu tun hlušiny, kdy jedna část leží právě na odvalech. Další část je pak uložena jako výplňový (nebo také korekční) materiál ve velkoplošných a liniových stavbách. Na Ostravsku se tak nacházejí odvaly, které mnohdy obsahují horniny nejrůznějšího stáří, a to od karbonských až po kvartérní (pískovce, břidlice, slepence).

Hornická činnost, která byla prováděna v části Hornoslezské pánve, se vyznačovala dvěma základními aspekty. Je to především produkce užitkového nerostu, pro Ostravsko se jedná o uhlí. Dalším negativním aspektem je i sekundární projev, který je charakterizován plošným poklesem, hlušinovými novotvary, změnou hydrologických poměrů. [19]

Jak již bylo uvedeno, těžební odvaly vznikají mnohokrát jako skládky hlušiny vytěžené při dobývání užitkového nerostu, nebo při jeho úpravě či při průmyslových pracích před zahájením těžby suroviny. Vznikají jako vedlejší produkt, protože hlavně pro těžaře je velmi nákladné vracet hlušinu zpět na vytěžené místo.

Jsou definovány dva základní druhy odvalu. První je odval, který vzniká z hlubinného materiálu, druhý jsou výsypky, ty však vznikají z vytěženého materiálu po povrchové těžbě. Místo, kde se samotný odval nachází, je zvané jako odvaliště. Místa, kde se nejčastěji nacházejí odvaly, jsou rovinné, svahové nebo vyrovnávací. Odvaly se také

dělí podle toho, z jakého materiálu jsou tvořené. Nejvíce zastoupeným materiálem je však hlušina, což je horninová nebo nerostná příměs, která je nežádoucí složkou, která se těží společně s užitkovým nerostem, nebo horninou.

Další částí odvalů jsou složky, které jsou z vytěžených nerostných surovin, které byly odděleny od těženého nerostu, nebo z horniny při procesu úpravnictví. Součástí odvalů je také hlušina, která byla vytěžena při ražení průzkumných prací.

Tvary odvalů mají svůj význam a dělí se na:

- Kuželovité odvaly, které jsou v terénu výrazné, jelikož jejich navážka probíhá v plochých terénech, které jsou velmi vysoké. Tento tvar je převážně dán lidmi, kteří provozují odval, protože zabírají co nejmenší plochu.
- Kupovité odvaly, ty nemají ostrý vrchol, jejich základna je plošně rozsáhlejší, ale jejich svahy jsou mírnější než u odvalů kuželovitých.
- Hřebenovité odvaly mají tvar podobný přírodním hřebenům.
- Hřbetové odvaly mají ustálený úzký a protáhlý hřbet, který je morfologicky prakticky shodný s tvarem hřbetu, který je protáhlá vyvýšenina, kde jeho délka přesahuje šířku. Hřbet má odlišné sklony svahů a zakulacenou vrcholovou část.
- Tabulové odvaly mají na svém vrcholu rozsáhlou plošinu. Celková výška odvalu není v terénu tolik výrazná.
- Terasové odvaly jsou tvarově velice podobné tabulovým, avšak jejich výška je mnohem menší. Nejvíce se vyskytují u vodních toků, aby zabránily záplavám. Tyto odvaly mají terasy na svazích, kdy plní i protierozní funkci.

Nejstarší typ odvalu je kuželovitý. Avšak tyto typy byly spojené s velkým rizikem samovznícení, sesuvu a s velkou prašností. Z tohoto hlavního důvodu byly od 50. let 20. století preferovány odvaly tabulovité, terasovité, které díky svým vlastnostem vytvořily vhodné podmínky pro navrácení k přírodě.

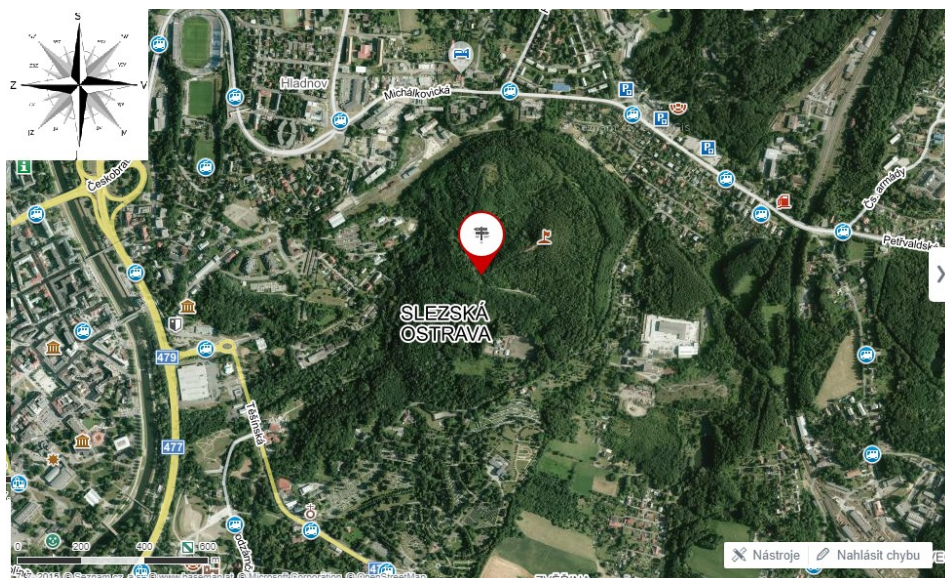
Materiál, který se na odvalech nachází, může být hořlavý, nebo nehořlavý. Podle hořlavosti se pak odvaly dělí na hořlavé, nehořlavé, hořící a prohořelé. Je nutné si ale uvědomit, že v minulosti prakticky neexistovaly dostatečně účinné technologické postupy, pomocí kterých by bylo možné optimálně přetřídit hlušinu. Mnohdy tak proto bylo na

odvaly ukládáno společně s hlušinou také velké množství uhelné substance, která byla náchylná k samovznícení. Termická aktivita je proto typická především pro tyto starší typy odvalů.

Odvaly jsou náchylné ve velkém množství také k erozi a denudaci (tímto procesem se rozumí odnos, nebo snižování zemského povrchu), protože se na jejich úpatí kupí haldové moře a suťové kužely. Samotné odvaly jsou vnímány dvěma způsoby. Jeden z nich je, že charakterizují krajinu, ve které probíhal hornická činnost, ale také dokazují vývoj společnosti a ústup těžby v oblasti. Dalším negativním aspektem, který odvaly mají, je skutečnost, že jsou brány jako potencionální znečišťovatelé okolního životního prostředí. [20]

2.3.1 Odval Terezie – Ema

Odval Terezie – Ema se nachází v Slezsko-ostravské části Ostravy (Obrázek 4). Většinou se uvádí pod názvem „halda Ema“. Je to jediný památkově chráněný odval nacházející se v ostravsko-karvinském revíru a také jediný v severní Moravě a Slezsku. Má kuželovitý tvar. Tento tvar má odval proto, aby zabíral co nejmenší plochu území. Celkově se rozkládá na ploše o velikosti 32 ha. Na pravé straně odvalu se nachází břeh řeky Ostravice. Objem odvalu je přes čtyři miliony metrů krychlových. Po dokončení navážky se odval Ema nacházel v 327 m n. m., avšak v současnosti měří přibližně o 12 m méně, a to z důvodu přirozeného sléhávání. S výškou 315 m n. m. je tak odval Ema dominantou středu Ostravy a také je přezdíván jako symbol těžkého průmyslu v kraji. Byl používán od roku 1920 do roku 1995. Jednalo se o nejdéle používaný odval na území Ostravy. Po skončení jeho využívání byl z části rekultivován, avšak samotný vrchol je pořád termicky aktivní a stále prohořívá. V současnosti je odval zařazen mezi kulturní památku a je využíván k turistice. Vstup byl zde na vlastní nebezpečí, ale od roku 2012 je zde vstup opět povolen. Odval patří pod podnik DIAMO s. p., který ho má ve správě. [21]



Obrázek 4: Odval Ema (Zdroj: www.mapy.cz)

Původní tvar povrchu terénu není dodnes znám, jelikož původní ruční způsob dobývání kvalitních uhelných slojí nemělo velké procento ukládání hlušiny. S rozmachem mechanizace těžby však objem deponovaného materiálů vzrůstal. Kromě karbonské horniny bylo na odvalu uloženo také i nezjistitelné množství stavebního, komunálního a také domovního odpadu. Těsně po skončení války zde byly také skladovány sutě ze zničených domů. Podle pamětníků se zde však také ukládaly dřevěné piliny. Termické procesy tak zde probíhají již desítky let, a to s různou intenzitou. Na Obrázku 5 je vidět termická aktivita z roku 1962.

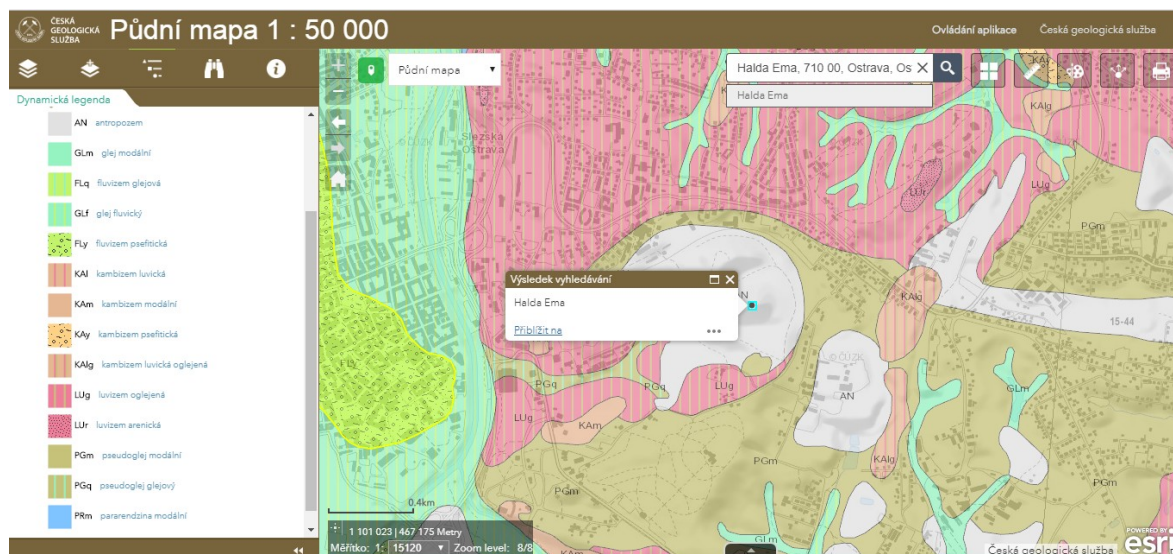
Probíhalo tady již několik pokusů o sanaci, avšak všechny byly neúčinné. Odval Ema také negativně ovlivnila spojitost s přilehlým odvalem dolu Trojice, na kterém došlo k požáru, který způsobil nejspíše vysoký obsah spalitelných látek v hlušině. Odval Trojice byl v roce 1977 asanován. Následně však byla mezi jmenovanými odvaly vytvořena těsnicí bariéra. Z rekultivačního hlediska zde proběhly řady prací. Jednalo se o rekultivace obvodového prstence, zploštění svahů a zalesnění do překryvu souvkovými hlínami i na temeni.



Obrázek 5: Odval Ema v roce 1962 (Zdroj: www.ostrava.idnes.cz)

Z geologického hlediska se na zkoumané oblasti nachází uhlonosný karbon, který je zde nejstarší jednotkou. Horniny karbonu se nachází těsně pod povrchem a jsou zde v mělkém rozložení. Zvětraliny eluvia pokrývají většinu území. Na jižní a jihovýchodní straně svahu se nachází útvary skalních výchozů karbonu. Na těchto horninách se vyskytují jednolitě šedozelené vápnité jíly, tzv. ostravské šlíry miocénního stáří. Výskyt zde však není jednotný, pokrývá jen severní část odvalu. Na severu se nachází především sprašové hlíny a na jihu pak deluviální hlíny. [22]

Z půdní mapy, která má měřítko 1 : 50 000 (Obrázek 6), lze vyčíst, že odval Ema je z půdního typu antropozem, která vznikla člověkem při těžební či stavební činnosti. Vyskytuje se zde také luvizem oglejená a z jedné části odvalu pseudoglej modální. [23]



Legenda k obrázku 6 Půdní mapa



Obrázek 6: Půdní mapa (Zdroj: www.mapy.geology.cz)

Dle charakteristiky klimatické oblasti podle Quitta spadá většina území Ostravy do klimatické oblasti MT 10, která je mírně teplou oblastí a vyznačuje se dlouhým teplým, ale mírně suchým létem, krátkým přechodným obdobím s mírně teplým jarem a mírně teplým podzimem a krátkou mírně teplou a velmi suchou zimou, kde krátce trvají sněhové pokrývky. Tyto klimatické podmínky jsou ovlivněny z důvodu antropogenního charakteru. Jedná se především o rozsáhlé zástavby, nebo velkou koncentraci průmyslu. Projevuje se zde také vliv blízkého návětrného svahu Beskyd, celková oceanita (malé rozdíly teplot, více srážek) a také vliv severských nížin. Na odvalu Ema převládají především větry, které vanou z jihozápadu na severozápad. [24]

Hydrologické poměry se na haldě Ema nevyskytují, avšak v její blízkosti se nachází vodní toky, které mohou být ovlivněny termickou aktivitou na odvalu. Hlavním tokem na území Ostravska je řeka Odry, která má své velké přítoky Ostravice, Opava a Lučina. Ostravská pánev je z hlediska vodních toků vodním uzlem. K hydrologii k tomuto území nedílně patří rybníční soustavy, které jsou napájené vodou z větších vodotečí. Za nejkvalitnější se považují rybníky na území Poodří, Heřmanický rybník, ale také rybníky v Polance, Porubě a malé soustavy vyskytující se v Bartovickém lese. Vlastním vodním systémem jsou vytěžené štěrkoviště v nivě Odry v Koblově. Velké vodní plochy jsou na území Ostravy využívány částečně k rekreaci, menší plochy jsou ponechány přirozenému vývoji. Proto zde vznikl velmi bohatý vodní a lužní komplex, který je navázán na řeku Odru. [25]

Podle Hydrogeologické rajonizace ČR je Ostrava zařazena v rajonu Ostravská pánev, kde má číslo rajonu 2261. Tento rajon má základní vrstvy podzemní vody, avšak tento režim vody je velice ovlivněn důlní činností. Hladina podzemní vody je volná a na některých místech mírně napjatá. [26]

Ostravské okolí spadá do fyto geografického obvodu Karpatské mezofytikum. Tento obvod spadá do okresu 83 – Ostravská pánev. Toto mezofytikum je podprovincií oblasti Mesofytika, který je charakteristický přechodem mezi teplomilnou a chladnomilnou květenou. [27]

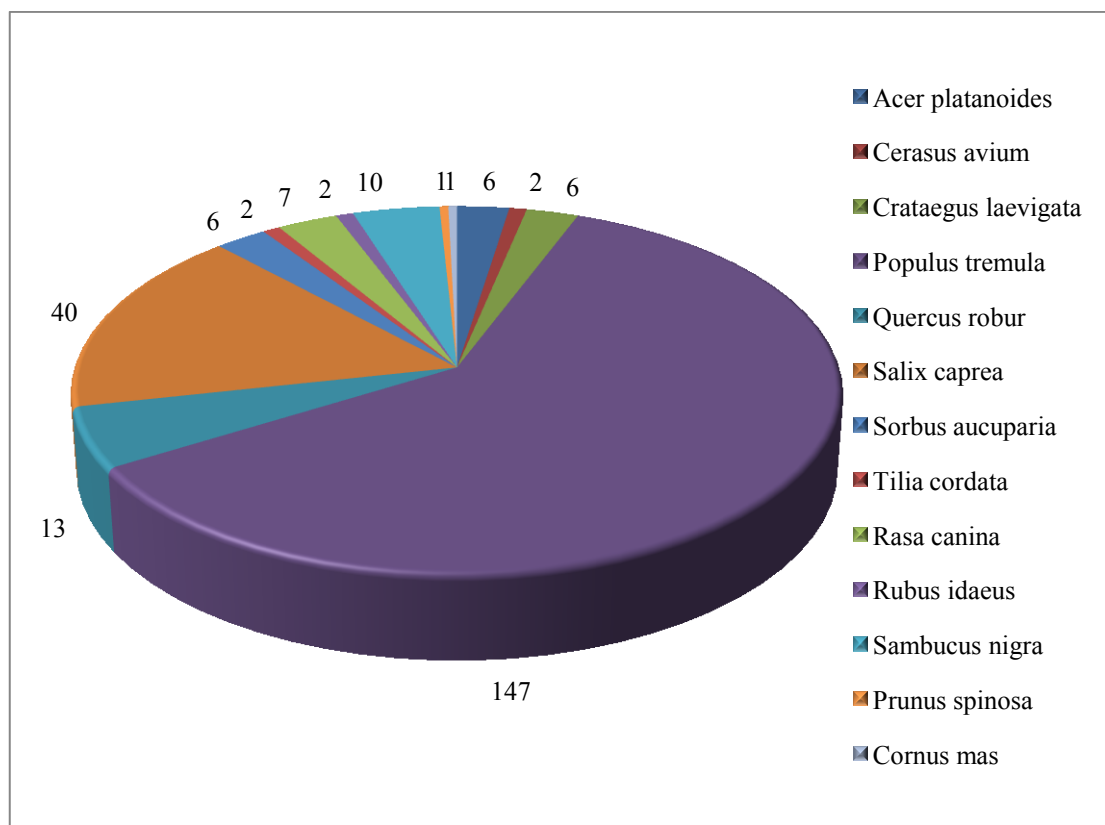
Na odvalu Ema je flora nejvíce ovlivněna lidskou činností. Okrajové části odvalu mají charakter městské zeleně. Tento charakter se odráží také v druhovém složení, a proto se zde vyskytuje například pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*). Místa, kde je vegetace velmi chudá, nebo dokonce chybí úplně, se nachází přímo u výduchů plynů. Dřeviny jsou zde nejvíce zastoupeny břízami. Vyskytují se tu však i lípy, jasany a jiné dřeviny. Jejich růst je ale velmi ovlivněn podmínkami na odvalu. Někteří jedinci proto částečně odumírají. Ve velké míře se zde vyskytují také mechorosty. Vyskytují se tady dokonce dvě rostliny, které jsou uvedeny na Červeném seznamu ohrožených druhů rostlin České republiky. Jedná se o jestřábník skvrnitý (*Hieracium maculatum*) a hruštička okrouhlolistá (*Pyrola rotundifolia*).

Fauna, která se nachází na odvalu, je úzce spojena s městskou aglomerací. Počet druhů, které se zde vyskytují, není moc vysoká. Ve většině případů jsou živočichové vyskytující se na tomto termicky aktivním odvalu migrujícími druhy. Jelikož zde probíhají

endogenní procesy, jsou na toto místo vázány, i když nejspíše jen částečně, některé druhy hmyzu. Jako příklad lze uvést ruměnici pospolnou (*Pyrrhocoris uteris*), mravence, nebo také slunéčka sedmitečná (*Coccinella septempunctata*). Další zástupci druhů živočichů na odvalu jsou slavík obecný (*Luscinia megarhynchos*), který je jediným druhem, který zde má hnízdiště. Další ptáci, kteří se na tomto termicky aktivním odvalu vyskytují, jsou krahujec obecný (*Accipiter nisus*), lejsek šedý (*Muscicapa striata*) a žluva hajní (*Oriolus oriolus*). Jelikož se na odvalu pohybují velmi často lidé, větší druhy savců se zde prakticky nevyskytují. [28]

Pasportizace odvalu Ema byla naposledy prováděna v roce 2015. Pasportizací zeleně se rozumí soupis ploch a prvků, které jsou na veřejně přístupné zeleni měst a obcí. V dokumentu je zastoupen kvalitativní a kvantitativní typ evidence, kde se zjišťuje celková rozloha ploch, počty a stav jedinců na vybraném území. Důvodem pasportizace je soupis přehledu vyskytující se zeleně na území.

Na odvalu Ema bylo zjištěno následující druhové zastoupení. Nejvíce se na odvalu vyskytuje bříza bělokorá (*Betula pendula*), její hodnota převyšovala až 81,5 %. Ve větším množství se zde nachází také topol osika (*Populus tremula*). Dalšími dřevinami, které jsou zde zastoupeny v menších počtech jsou javor mléč (*Acer platanoides*), třešeň ptačí (*Cerasus avium*), dřín obecný (*Cornus mas*), hloh obecný (*Crataegus laevigata*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), dub letní (*Quercus robur*), růže šípková (*Rosa canina*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), vrba jíva (*Salix caprea*), bez černý (*Sambucus nigra*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a lípa malolistá (*Tilia cordata*). [29] Přesnější zastoupení lze přehledněji vidět na Obrázku 7. Jelikož nejpočetnějším druhem na odvalu Ema byla bříza bělokorá (*Betula pendula*) hodnota tohoto druhu dosahovala celkem 1070 jedinců, její zastoupení bylo z grafu odebráno, aby tak nebylo ovlivněno grafické a vizuální zastoupení jednotlivých druhů v grafu.



Obrázek 7: Zastoupení dřevin na odvalu Ema (převzato a upraveno z [29])

3 MONITOROVANÉ TOXICKÉ KOVY

Toxické kovy, které byly vybrány pro posuzování jejich výskytu na termický aktivním odvalu, byly zvoleny na základě vyhlášky č. 153/2016 Sb. Zde se nachází celkem jedenáct prvků, které mají uvedenou také příslušnou preventivní hodnotu. Jedná se o As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V a Zn. [2] Z těchto kovů pak byly pro tuto práci vybrány čtyři toxické kovy (As, Cu, Pb, V). Problematika zbývajících kovů je řešena v rámci jiné závěrečné práce. Monitorované kovy budou v následujících podkapitolách popsány z hlediska výskytu v přírodě, jejich příjmu rostlinami a výskytu těchto kovů v půdě. Budou také zmíněny i jejich hodnoty koncentrací, které se mohou v životním prostředí vyskytovat.

3.1 Arsen

Arsen se v životním prostředí vyskytuje přirozeně. Nachází se zde však v malých koncentracích, které nepoškozují organismus. Arsen a jeho sloučeniny se prakticky vyskytují ve všech složkách životního prostředí. Toxicita arsenu je spojen s jeho oxidačním stavem, ve kterém se nachází. V litosféře se množství arsenu udává v rozmezí 1,56–6,0 mg kg⁻¹. [30]

Výskyt arsenu a jeho sloučenin velmi závisí na hodnotě pH a redoxních podmínkách v daném prostředí. Minerály arsenu se vyskytují především jako sulfidy, oxidy a arseničnany. [31]

Zdroje arsenu v půdě. Většina procesů, které probíhají v životním prostředí, prakticky přispívají ke zvýšení obsahu arsenu. Například se jedná o zvětrávání, sopečné erupce či lesní požáry. Poměr vstupu arsenu do prostředí je 60:40 %, kdy tento poměr je poměr přírodního vstupu k antropogennímu vstupu. [32]

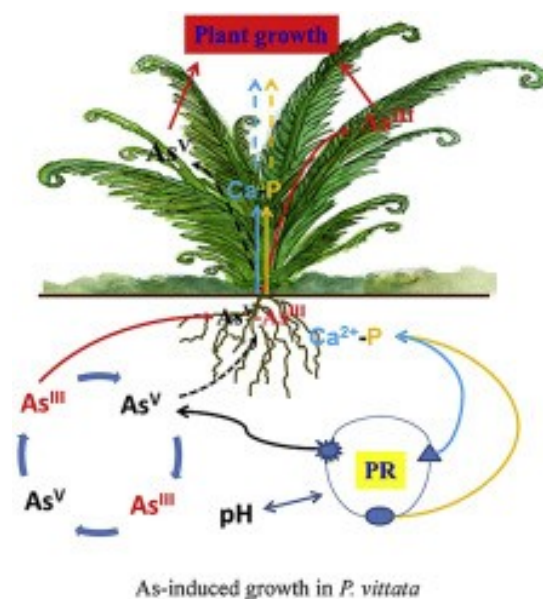
Hodnoty, které jsou přípustné pro koncentraci arsenu, se v běžných půdách pohybují v rozmezí 2–10 mg kg⁻¹ sušiny. [33]

Limit pro zemědělské půdy je dle zákona č. 153/2016 Sb. O stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu 20 mg kg⁻¹ sušiny. Tento limit stanovuje zákon, který je citován v kapitole 2.1 Toxické kovy v půdě.

Formy arsenu v půdě. Arsen se v půdě nachází ve dvou formách. Jedna je vázána v organických sloučeninách a druhá forma v anorganických sloučeninách. V aerobních podmínkách se vyskytuje jako As^{V} a v anaerobních ve formě As^{III} . Do půdy se tyto formy dostávají z důvodu přírodních, nebo antropogenních procesů.

Hlavní faktory, kterými je arsen transportován do rostlin, závisí především na okolí prostředí, složení půdní složky a změnách v půdě, které jsou vyvolané rhizosférou (tenká vrstva půdy, která přiléhá ke kořenům rostlin). [34]

Arsen a rostliny. Hodnoty koncentrací, které se běžně v rostlinách vyskytují, se pohybují v rozmezí $0,01\text{--}1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ As. Pro rostliny je toxický při obsahu $3\text{--}10 \text{ mg kg}^{-1}$. Pokud hodnota As v rostlinných pletivech stoupá, je to ovlivněno především zvýšením obsahu arsenu v půdě. Ten má podobné chemické vlastnosti jako fosfor, proto je také schopen v určitých biochemických reakcích fosfor nahradit, nebo také snížit aktivitu enzymů, kdy poté dochází k omezení nebo zastavení enzymatických reakcí. Nejvíce se arsen ukládá v kořenech, méně poté v nadzemních částech rostlin. [35] Na Obrázku 8 je znázorněn jeho transport rostlinou.



Obrázek 8: Transport arsenu rostlinou (Zdroj: www.sciencedirect.com)

Viditelnými příznaky toxicity arsenu jsou černohnědé nekrotické skvrny na listech, žloutnutí nebo hnědnutí kořenů, snížené odnožování u obilovin a také vadnutí mladých listů na rostlině. [36]

3.2 Kadmiium

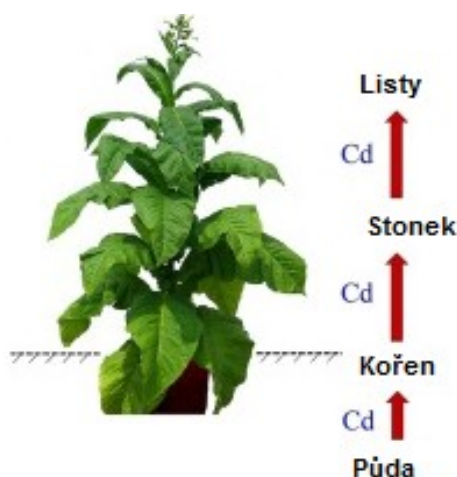
Kadmium se v životním prostředí nachází ve formě minerálů. Jeho hlavní zisk, je při rafinaci, při které vzniká jako vedlejší produkt. [37] Patří do skupiny toxických kovů. Řadí se také k nejnebezpečnějším toxickým látkám, jelikož snadno vstupuje do potravních řetězců. Z půdy do rostlin projde celkem 70 % obsahu kadmia a z 20–40 % přijímají rostliny kadmium z ovzduší. [38]

Zdroje kontaminace půd. Zdroje kadmia se v prostředí nacházejí hlavně z důvodů rozmachu jeho používání v průmyslu. Nejvíce se používá při výrobě plastů a akumulátorů. Další znečištění prostředí kadmiem je spalování pohonných hmot a olejů. V zemědělství se jedná především o používání fosfátu, které jsou přirozeného původu, čistírenských kalů nebo pesticidů. Kadmium, které se dostane do ovzduší, se posléze začne hromadit v půdě, ve vodě a následně vstupuje do procesů potravních řetězců. [39]

V půdě se kadmium nachází ve více podobách. Vyskytuje se zde v minerálech a organických sloučeninách, ve stavbě silikátů, ale také jako složka půdního roztoku. [40] Když horniny začnou zvětrávat a obsah kadmia nepřesáhne hodnotu $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$, jednoduše předchází do roztoku, kde se nachází kademnatý kation. Hlavní limitující faktor výskytu je tak chemické složení matečné horniny.

Kontaminace půdy kadmiem je různorodá, jelikož půdy mají velkou rozmanitost charakteristik. Přeměny prvku závisí hlavně na půdních faktorech. Pokud se zvyšuje hodnota pH, klesá jeho rozpustnost, a proto není v alkalických půdách mobilní. Optimální hodnota pro kadmium je $0,2\text{--}1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ půdy. Dle studií se však jeho hodnota v půdě zvýšila až o 55 %. Prvek se nachází v půdě v prvních 5 cm, pokud jde půdní profil hlouběji, tak jeho hodnota klesá. [41]

Kadmium a rostliny. Rostliny přijímají kadmium nejvíce kořenovým systémem, ale mohou ho přijímat i z atmosféry, kde se do těla rostlin dostávají přes listy. Hlavní faktor při příjmu prvku je koncentrace jeho volného kademnatého kationtu, kterým je Cd^{2+} . Samovolné rozptylování částic a tok částic v půdě zajišťuje, že se prvek dostává ke kořenům, kdy v jejich blízkosti dochází k vázání kationtů kovů (Obrázek 9). [42] Hodnoty, které jsou povoleny v rostlinách, se pohybují v rozmezí $0,03\text{--}0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ v sušině. [43]



Obrázek 9: Mobilita kadmia v rostlině (převzato a upraveno z www.ars.els-cdn.com)

3.3 Olovo

Olovo se vyskytuje v celém životním prostředí. Dostává se zde především z těžkého průmyslu, jako je strojírenský, chemický a hutnický. Uvolňování olova nastává především u spalování fosilních paliv. [44]

Zdroje kontaminace půd. Na Zemi byl největším zdrojem olova spalování olovnatého benzínu. Olovo, které se dostalo z výfuků do okolí, se uvolnilo ve velmi malých částech a usadilo se v blízkosti dopravních cest. Tento expoziční zdroj však už není tak závažný, jelikož se na trh uvedl bezolovnatý benzín. Mezi další zdroje olova v prostředí patří emise z hutí, aplikace čistírenských kalů do půdy. Mezi další zdroje patří gravitační depozice, pod kterou si lze představit depozici sněhem, sedimentujícím prachem.

Olovo v půdě. Povolená hodnota koncentrace olova, která se vyskytuje v půdě, je 2–300 mg kg⁻¹. Olovo není v půdě příliš mobilní. Řadí se tak mezi nejméně pohyblivé prvky v půdě. Nejvíce se olovo a jeho sloučeniny vyskytují v svrchních 5 cm půdy, ale čím níže se obsah půdy studuje, hodnota olova klesá. Olovo se rozpouští v kyselém prostředí, pokud se však začne hodnota pH zvyšovat, snižuje se jeho rozpustnost.

Olovo a rostliny. Rostliny přijímají mnohem menší množství olova v půdách zásaditých než v půdách kyselých. Příjem olova se dá snížit využitím sorpce huminovými kyselinami (kyseliny, které jsou nerozpustné ve vodě s hodnotou pH = 2,0 a nižší, ale

pokud je hodnota pH vyšší, tak se rozpouštějí). Olovo se v rostlinném těle nejvíce ukládá v kořenech. V nadzemní části rostliny jsou koncentrace poměrně malé, a to dokonce i v případě, kdy je půda příliš kontaminována olovem. Půda se tak podílí na kontaminaci produkčních částí rostlin pouze v malém množství. Primárním zdrojem je tak kontaminace rostlin olovem z ovzduší. Obsah olova, který je v těle rostliny přípustný je $0,2\text{--}5,0\text{ mg kg}^{-1}$ sušiny olova. [45]

3.4 Vanad

Vanad se vyskytuje v přírodě a je v ní poměrně hojně rozšířen. Nevyskytuje se zde jako samostatný prvek, ale pouze ve sloučeninách. Vanad se získává destilací ropy. Vyskytuje se převážně v kanadské a venezuelské ropě. Nejčastější užití vanadu je jako přísada do oceli a různých dalších slitin. Přidává se zde, protože zlepšuje mechanické vlastnosti. [46]

Vanad v půdě. Obsah vanadu v půdě, který se zde vyskytuje celosvětově, se zde pohybuje v rozmezí $69\text{--}320\text{ mg kg}^{-1}$. Samotný výskyt vanadu je však závislý na výskytu matečného materiálu v půdě. V malém množství se také nachází v lehkých půdách, kde je jeho výskyt vázán především na oxidy železa, které jsou hydratované. Rovněž je vázán na půdní organickou hmotu. Nejvíce se vyskytuje v kyselé půdě, a to ve formě VO_2^+ .

Vanad a rostliny. Vanad je kov, který zatím nebyl moc prozkoumán, ale je jasné, že kvůli antropogenní činnosti se dostává do všech složek životního prostředí. Rostliny čerpají vanad především z půdy poměrně lehce. Projevy koncentrace toxicity vanadu je kolem 2 mg kg^{-1} . [47]

4 PRAKTICKÁ ČÁST

Vzorky zelené hmoty byly odebírány na odvalu Ema v období červenec 2017 až říjen 2017. Vzorky půdy a zelené hmoty vždy ve stejný den. Vzorky půdy byly ještě navíc odebrány v dubnu 2018. Odběry musely být vždy realizovány za příznivého počasí, tzn. bez deště, aby nedocházelo k případným splachům prachových částic (u zelené hmoty by se jednalo o splach z listů). Následně byly odebrané vzorky shromažďovány v laboratoři Katedry environmentálního inženýrství (KEI), kde byly také realizovány jejich podrobné analýzy.

4.1 Odběr vzorků zelené hmoty a půdy

Odběr listů (Obrázek 10) byl prováděn v měsících červenec, srpen, září a říjen roku 2017. Zelená hmota byla odebírána náhodně ze stromů, které se na odvalu Ema vyskytují *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Cerasus avium*, *Acer platanoides*, *Cornus mas*, *Crataegus laevigata*, *Prunus spinosa*, *Quercus robur*, *Rosa canina*, *Rubus idaeus*, *Salix caprea*, *Sambucus nigra*, *Sorbus aucuparia*, *Tilia cordata*. Vzorky listů nebyly nikdy odebírány za deště, aby nedošlo ke splachům prachových částic. V každém měsíci se odebíralo vždy přibližně stejné množství zelené hmoty. Sběr listů byl sice realizován podle druhového zastoupení dřevin na odvalu Ema, ale pro konečnou analýzu byl připravován směsný vzorek listů v přibližně stejném poměru zastoupení.



Obrázek 10: Odběr zelené hmoty na haldě Ema (5. 10. 2017)

Nejprve byl proveden odběr prachových částic (PM) podle sjednocené česko-polské metodiky, která byla pro odběr prachových částic na termicky aktivních

odvalech vytvořena v rámci řešení mezinárodního projektu č. CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 TERDUMP Spolupráce VŠB-TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice, který se uskutečnil v období 2015–2016. K odběru vzorku PM se používala metlička na smetání jemných částic z povrchu udusaného kamenitého terénu. Během odběru bylo zohledňováno počasí a místo odběru, které bylo vybráno v blízkosti výskytu aktivních průduchů. Tyto vzorky však nebyly příliš reprezentativní, protože obsahovaly jak prachové, tak také půdní částice. S ohledem na popsanou skutečnost byl proto odběr realizován pouze jednou.

Vzorky půdy byly odebírány pokaždé na stejném místě, a sice nedaleko výduchů, aby byl zohledněn případný vliv emisí a aby zde byl s ohledem na charakter lokality také dostatečný pokryv půdy (Obrázek 11). Rovněž byl brán ohled na to, aby odběrové místo mělo také dostatečný pokryv. Proto se odběr prováděl pomocí lopaty, kdy se půda odkopávala maximálně do hloubky cca 30 cm.



Obrázek 11: Odběr půdy na odvalu Ema (6. 4. 2018)

Odběr půdy byl realizován dle ČSN ISO 10381-6 (836151) Kvalita půdy – Odběr vzorků – Část 6: Pokyny pro odběr, manipulaci a uchovávání půdních vzorků za aerobních podmínek pro studium mikrobiálních procesů, biomasy a diverzity v laboratoři, kde jsou uvedeny pokyny pro odběr, manipulaci a uchovávání vzorků půdy, které jsou určeny pro následné zkoušky za aerobních podmínek v laboratoři [48].

Tato metodika musela být ale modifikována, jelikož je v ní uveden postup pro odběr zemědělské půdy, ovšem na odvalu Ema se vyskytuje antropogenní půda. Pro tyto půdy však není metodika odběru zpracována. S ohledem na další manipulaci se vzorky půdy v laboratoři, byl vzorek půdy ještě v terénu zrnitostně předupraven pomocí nerezového analytického síta Retsch o velikost ok 1 mm. Takto upravený vzorek byl následně uložen do plastového kbelíku o objemu deset litrů a převezen do laboratoře Katedry environmentálního inženýrství.

4.2 Úprava vzorků zelené hmoty a půdy před analýzou

Vzorky zelené hmoty byly sušeny dohromady, tedy byla vytvořena směs listů, které byly v laboratoři KEI ihned po příchodu z terénu vyndány z plastových kbelíků a náhodně rozloženy na sušící tácy, aby nedošlo k plesnivění vzorků. Aby se zjistilo, jak prachové částice ovlivňují vegetaci a jakou měrou se podílejí na zachytávání prachových částic na svém povrchu, byly proto připravovány dva směsné vzorky. Jeden obsahoval listy neomyté a druhý listy omyté. Pro tyto účely byl proto směsný vzorek rozdělen na dvě poloviny. Jeden vzorek zelené hmoty byl ponechán neomytý, druhý byl připraven pro oplach. Oplach zelené hmoty byl prováděn ihned po příchodu do laboratoře KEI. Ten se skládal z opakovaného oplachu nejprve ethanolem čistoty p. a. (fa PENTA), pak redestilovanou vodou. Celkem byl prováděn dvojitý oplach a to tak, že se listy ponořily do ethanolu, redestilované vody a opět do ethanolu a redestilované vody. Posledním krokem byla vždy redestilovaná voda. Po vysušení při laboratorní teplotě 20 ± 2 °C, byly oba typy vzorků listů (omyté a neomyté) pomlety v analytickém mlýnku IKA A11 basic (výrobce IKA, Obrázek 12), kdy se zvlášť mlely omyté a zvlášť neomyté listy směsného vzorku.



Obrázek 12: Analytický mlýnek (září 2017)

Vzhledem k tomu, že pro odvažování vzorků pro jejich další použití, je nutné znát přesnou navážku, pomleté listy proto byly následně sušeny do konstantní hmotnosti při teplotě 105 ± 2 °C ve vakuové sušárně MEMMERT (výrobce BMT, Obrázek 13) po dobu dvou hodin. Takto vysušené vzorky byly uchovány v exikátoru. Vzhledem k tomu, že byla jako koncová analýza použita metoda XRF vzorky byly ještě upraveny třením v achátové misce, na co nejmenší částice a z takto upraveného vzorku byly připraveny tablety pro XRF analýzu.



Obrázek 13: Vakuová sušárna (5. 10. 2017)

Půdní vzorky byly rovněž ihned po návratu z terénu v laboratoři KEI rozprostřeny na čisté savé papíry, aby nejprve částečně proschly volně na vzduchu při laboratorní

teplotě 21 ± 2 °C. Půda byla v průběhu sušení pravidelně ručně promíchávána, aby nemohlo dojít k případnému plesnivění v její spodní vrstvě. K úpravě půdních vzorků byla použita metoda ČSN ISO 11464 (836160)– Kvalita půdy - Úprava vzorků pro fyzikálně-chemické rozborů [49]. V této metodě je uvedena úprava půdních vzorků, které jsou určeny k fyzikálně-chemickým rozborům, stabilních a netěkavých ukazatelů. Popsány jsou zde také následující kroky pro úpravy vzorků, jako jsou: sušení, mělnění, prosévání, dělení vzorků a mletí.

Zrnitostní úprava půdních vzorků byla dělána pomocí nerezových sít analytických Retsch na zrnitostní frakce 1–0,500 mm (Obrázek 14). Takto upravené vzorky byly poté vysušeny do konstantní hmotnosti, při teplotě 105 ± 2 °C ve vakuové sušárně MEMMERT (výrobce BMT) po dobu dvou hodin a pro další použití uchovávány v exikátoru. Tyto vzorky byly používány pro výluh v kyselině dusičné o koncentraci $2,00 \text{ mol l}^{-1}$, podle metodiky ČSN P CEN/TS 16188 (836801) Kaly, upravený bioodpad a půdy – Stanovení prvků ve výluzích lučavkou královskou a kyselinou dusičnou - Metoda plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS) [50] a také k extrakci v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem dle metodiky EPA 3052 Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices [51]. Pro analýzu XRF (rentgenofluorescenční analýza) byly vzorky ještě dále upravovány třením v achátové misce na co nejmenější částice. Z takto upraveného vzorku pak byly připravovány tablety pro XRF analýzu.



Obrázek 14: Analytická nerezová síta (6. 4. 2018)

4.3 Stanovování a vyhodnocování toxických kovů

Pro analýzu sledovaných vybraných toxických kovů (arsen, kadmium, olovo, vanad), obsažených ve vzorcích zelené hmoty, půdy a prachových částic (z povrchu terénu) byla použita metoda rentgeno fluorescenční analýzy (XRF). Principem této metody, je ionizace atomů vzorků primárním rentgenovým zářením, které dopadá na analyzovaný vzorek. Výhodou metody je možnost multielementární nedestructivní analýzy vzorků všech skupenství, a to hlavně rychlá analýza pevných vzorků. Pro analýzu vzorků byl použit Spektrometr S8 TIGER (Bruker, Polsko). Tento spektrometr je vlnově disperzní spektrometr, který má héliový systém pro kapalné vzorky, 34 mm masku, plynový proporcionální detektor, scintilační detektor, šedesáti místní zásobník na vzorky s deseti kazetami, které jsou osázené 34 mm maskami. Také je vybaven analytickými krystaly XS-55, PET, LiF200. Předinstalované jsou také kolimátory $0,23^\circ$ a $0,46^\circ$. Pro účely běžného ovládání jsou na počítači nainstalované programy SPECTRAplus, S8 Tools a software pro vzdálené přístupy.

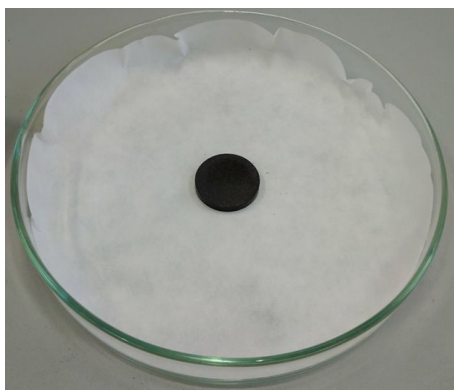
Takto připravený materiál byl následně navážen na analytických váhách (Retsch analysensieb DIN4188) a smíchán s voskem (MERCK, Hoechtuv vosk C mikro prášek, tabletovací přísada pro rentgenovou fluorescenci analýzu), který se poté smíchal v poměru 4 : 0,9.

Vzorek byl poté dokonale homogenizován a v achátové misce byly rozetřeny případné shluky vosku. V dalším kroku byla směs kvantitativně převedena do lisu Maassen 54KBX32M (Obrázek 15), mezi dva leštěné nerezové válce o průměru 32 mm. Tlak 15 t způsobil dokonalé spojení směsi PMx a vosku.



Obrázek 15: Lis Maassen 54KBX32M na výrobu tablet (6. 4. 2018)

Tímto postupem se vyráběly tablety, pro stanovení vybraných toxických kovů pro tuto práci XRF analýzou (Obrázek 16).



Obrázek 16 Tableta pro stanovení toxických kovů (6. 4. 2018)

Další metodou analýzy, která byla použita pro stanovení vybraných toxických kovů (arsen, kadmium, olovo a vanad) ve vyluzích a rozložených vzorcích půdy a prachových částicích nacházejících se na povrchu terénu, byla metoda plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS). Postupováno bylo dle ČSN ISO 8288 (757382) Jakost vod. Stanovení kobaltu, niklu, mědi, zinku, kadmia a olova. Metody plamenové atomové absorpční spektrometrie [52]. Analýzy byly realizovány na přístroji VARIAN AA 280FS (výrobce Varian Australia Pty Ltd, Mulgrave Victoria, Australia). Vanad byl měřen podle manuálu „Flame atomic absorption spectrometry - Analytical methods“ [53].

Grafické vyhodnocování výsledků bylo realizováno pomocí programu Microsoft Excel 2013.

Neexistuje žádná legislativa, která by řešila obsah sledovaných toxických kovů v antropogenních půdách. Výsledky jsou proto orientačně posouzeny podle zákona č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb. Nejnovější legislativa udává tyto hodnoty v zákoně č. 184/2016 Sb.

5 VÝSLEDKY

Monitorované kovy (arsen, kadmium, olovo a vanad) budou pro tuto závěrečnou práci porovnávány z hlediska jejich výskytu v půdě, zelené hmotě a PM vyskytujících se na povrchu terénu. Zbylé kovy (Be, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn), které jsou zmíněné v zákoně, přesněji ve vyhlášce, jsou vyhodnoceny z hlediska jejich výskytu v půdě, zelené hmotě a PM vyskytujících se na povrchu terénu v Bakalářské práci Šárky Grabovské [54].

Nejvhodnější by bylo sledovat obsah jednotlivých rizikových prvků v jehličnatých stromech, ale s ohledem na výskyt především náletových druhů dřevin, byly použity pro analýzu listnaté stromy. Výhodnou jehličnatých stromů je, že nejsou opadavé, a tak je lze monitorovat po celý rok. Naopak díky mnohem větší plochy listů, mohou listnaté stromy zachytávat větší množství prachových částic.

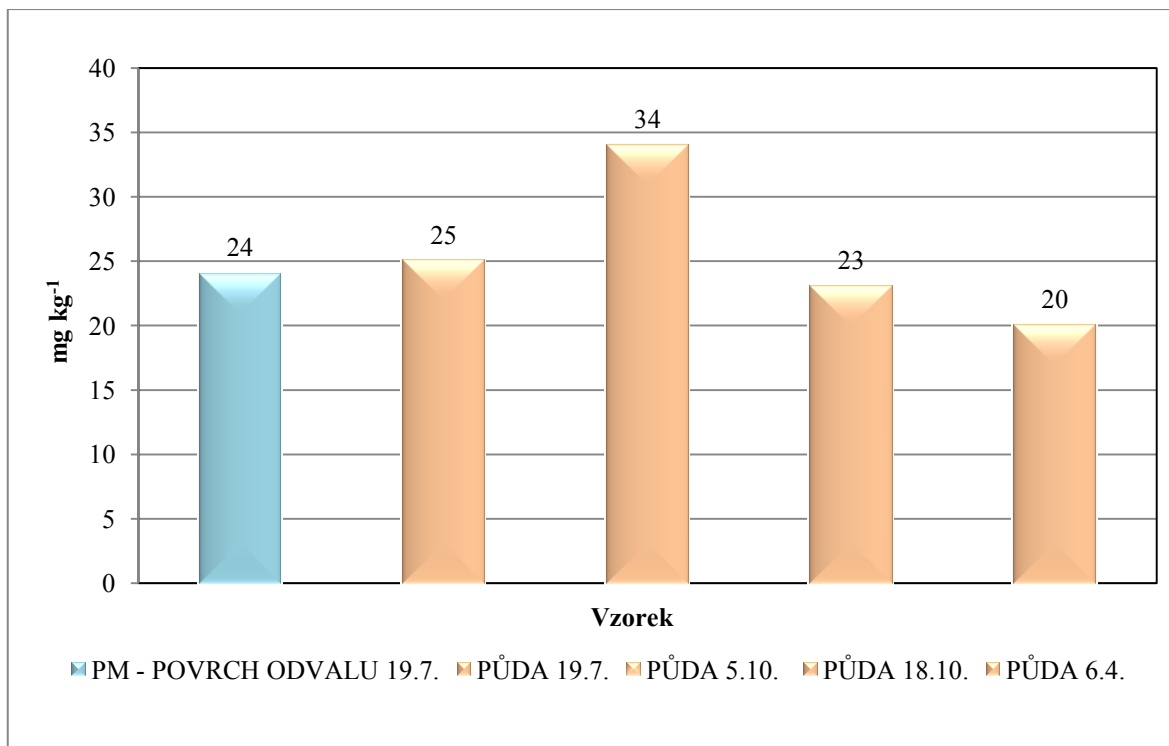
Hodnota pH má v souvislosti s rizikovými kovy velký význam. Ve vzorcích půdy byla proto stanovena aktivní kyselost půdy. Ta je způsobena volnými vodíkovými ionty v půdním roztoku. Její hodnota se pohybovala kolem $\text{pH}/\text{H}_2\text{O} = 5,5$. Na základě hodnoty výměnného pH ($\text{pH}/\text{KCl} = 5,2$) bylo zjištěno, že se jedná o půdu kyselou.

Výsledky závěrečné práce byly realizovány v souvislosti s řešením mezinárodního projektu CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 „TERDUMP Spolupráce VŠB–TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice“, který je zaměřen na společné monitorování a analýzu termicky aktivních odvalů po těžbě uhlí v regionech Ostravska a Horního Slezska.

5.1 Arsen

Grafické vyhodnocení obsahu arsenu ve vzorcích půdy a prachových částicích vyskytujících se na povrchu kamenitého terénu na termicky aktivním odvalu Ema je znázorněno na Obrázku 17. Tyto hodnoty byly naměřeny metodou XRF analýzy. Z obrázku je velmi dobře patrné, že nejvyšší naměřená hodnota koncentrace arsenu (34 mg kg^{-1}) byla naměřena dne 5. 10. 2017. Vzhledem k tomu, že maximální preventivní hodnota obsahu rizikových prvku arsenu pro běžné půdy je dle zákona č. 153/2016 Sb. 20 mg kg^{-1} , lze konstatovat, že prakticky ve všech vzorcích půdy, s výjimkou vzorku ze dne 6. 4. 2018 (20 mg kg^{-1}) byla tato hodnota překročena. I když překročení limitní hodnoty není vysoké, i tak na něj musí být pohlíženo.

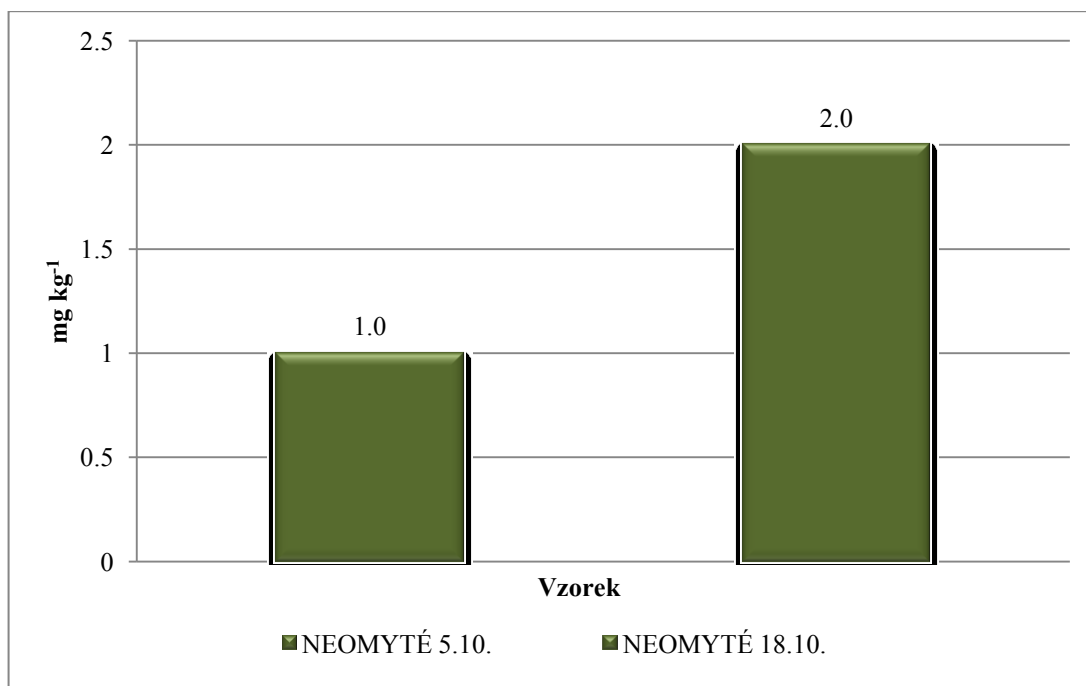
V grafu je rovněž pro srovnání zahrnut i obsah arsenu ve vzorku prachových částic, který byl získán smetením kamenitého povrchu termického odvalu Ema poblíž výdechů. Již na první pohled je dobře patrné, že se výsledek dle předpokladu nijak významně neodlišuje od obsahu arsenu ve vzorcích půdy. V podstatě se nejedná o „čisté“ prachové částice, protože nelze zajistit, aby vzorek neobsahoval také zbytky kamení, případně částic půdy. Proto bylo upuštěno od této metody odběru vzorků, jež byla používána v rámci realizace projektu č. CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 TERDUMP Spolupráce VŠB-TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice v minulých letech a takto odebírané vzorky lze proto považovat za nerepresentativní.



Obrázek 17: Obsah arsenu ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanoven XRS analýzou

Grafické vyhodnocení obsahu arsenu ve vzorcích zelené hmoty na termicky aktivním odvalu Ema je znázorněno na Obrázku 18. Tyto hodnoty byly stanoveny pomocí XRF analýzy. Dle předpokladu nebyl detekován žádný arsen u vzorků, které byly oplachovány (ethanol + redestilovaná voda), neboť v podstatě došlo k smytí prachových částic z povrchu listů, takže byl vlastně arsen analyzován pouze v čisté zelené hmotě, bez obsahu prachových částic. U všech omytých vzorků zelené hmoty se hodnota koncentrace arsenu pohybovala pod mezí detekce použité metody (0,01 mg kg⁻¹). Rovněž obsah arsenu

v neomytém vzorku zelené hmoty, tedy stanovovaném i s prachovými částicemi ulpělými na povrchu, se v měsíci červenci pohybovala jeho koncentrace pod mezí detekce použité analytické metody. V měsíci říjnu se obsah arsenu v zelené hmotě pohyboval v rozmezí od 1 mg kg^{-1} do 2 mg kg^{-1} . Během určování výskytu arsenu v zelené hmotě, se arsen projevil jen u vzorků, které byly odebrány dne 5. 10. 18. 2017. Tento výskyt byl v neomytých vzorcích.



Obrázek 18: Obsah arsenu ve vzorcích zelené hmoty, stanoveno XRS analýzou

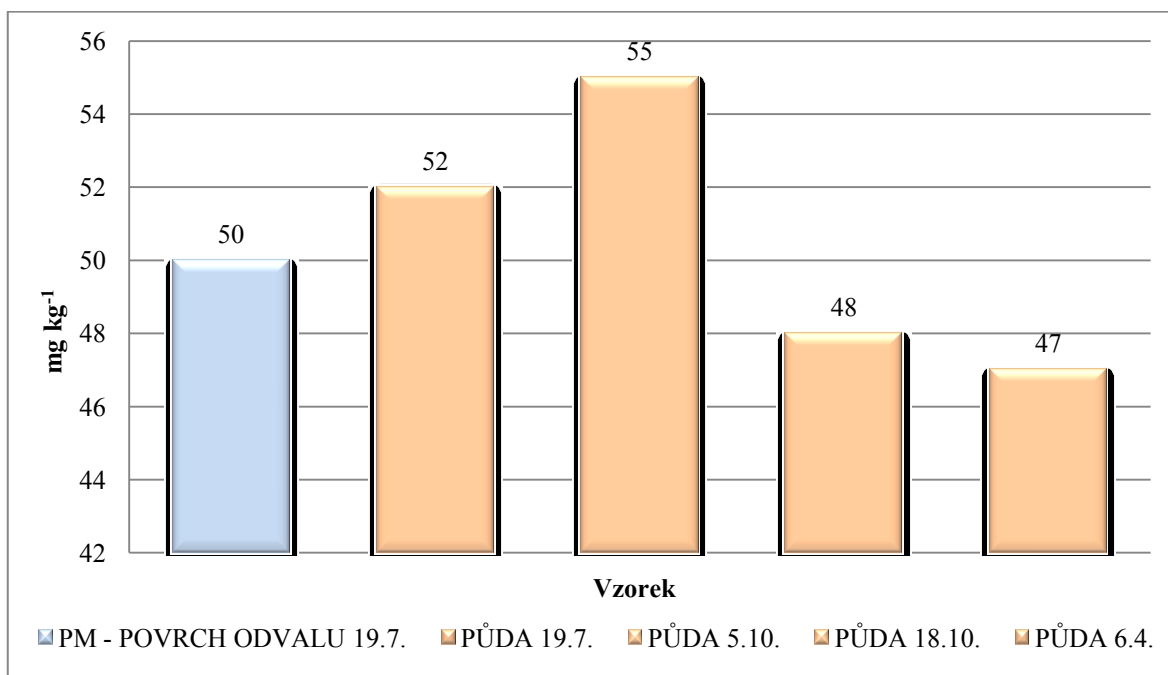
5.2 Kadmium

Pro stanovení tohoto toxického kovu byly použity metody stanovení XRF (PM z kamenitého povrchu, půda a zelená hmota) a FAAS (výluh půdy a rozložený vzorek půdy mikrovlnným ohřevem). Ani u jednoho ze vzorku nebylo kadmium naměřeno, takže jeho hodnoty se pohybovaly pod mezí detekce použitých metod. U kadmia je tato mez detekce $0,01 \text{ mg l}^{-1}$.

Hodnoty pod mezí detekce by mohly nastat z důvodu hodnoty pH půdy na termicky aktivním odvalu Ema. Hodnota pH zde dosahuje hodnoty 5,5. Při této hodnotě pH mohlo dojít ke snížení mobility kadmia v půdě, a proto nebyly ve vzorcích půdy naměřeny ani jednou používanou analytickou metodou.

5.3 Olovo

Grafické znázornění obsahu olova ve vzorcích půdy a prachových částicích vyskytujících se na povrchu termicky aktivního odvalu Ema je znázorněno na Obrázku 19. Tyto hodnoty byly naměřeny metodou XRF analýzy. Z obrázku je patrné, že nejvyšší naměřená hodnota koncentrace olova (55 mg kg^{-1}) byla naměřena dne 5. 10. 2017. Vzhledem k tomu, že maximální preventivní hodnota obsahu rizikových prvků pro běžné půdy je dle zmíněné legislativy 60 mg kg^{-1} , nebyly zde hodnoty překročeny.

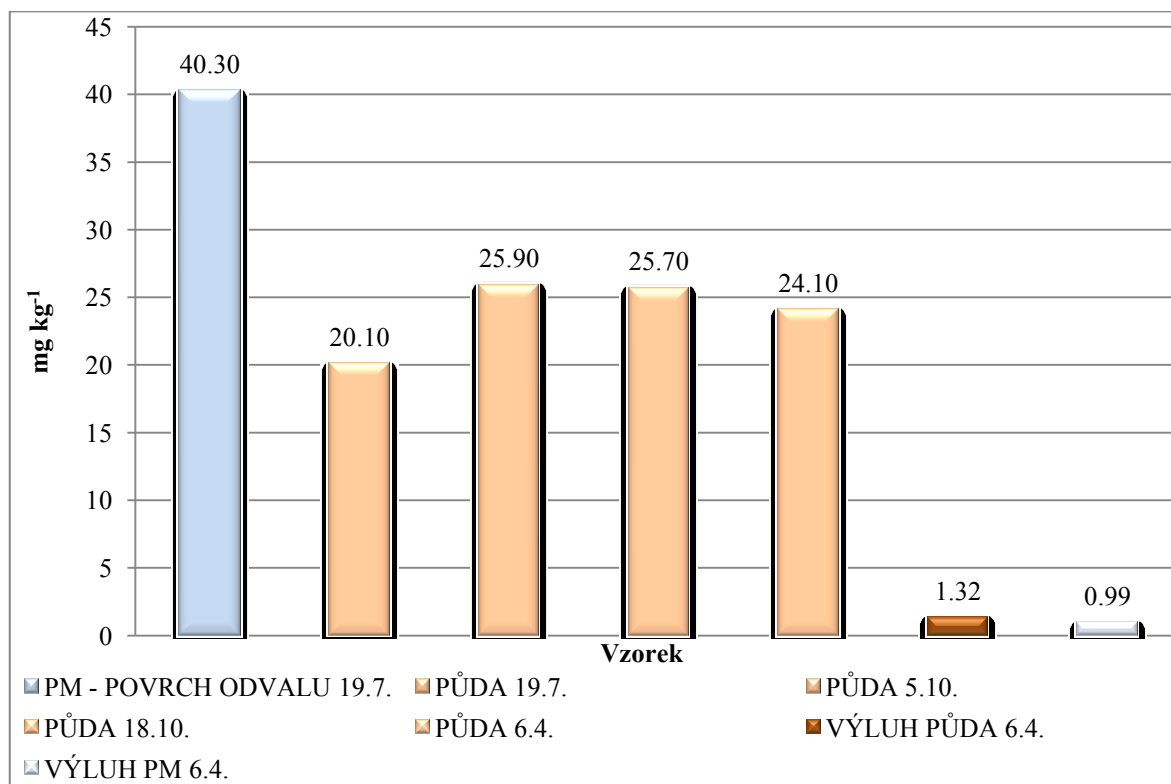


Obrázek 19: Obsah olova ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanovení XRS analýzou

V grafu je také uveden pro srovnání obsah olova ve vzorku prachových částic, které byly získány smetáním z kamenitého povrchu na odvalu Ema poblíž výduchů. Podle výsledných hodnot je patrné, že výsledek se nikterak významně neodlišuje od hodnot olova, které jsou obsaženy ve vzorcích půdy. Jelikož se nejedná o „čisté“ prachové částice, protože vzorek obsahuje jak zbytky kamení, tak částice půdy z termicky aktivního odvalu Ema, tak tyto vzorky proto nelze považovat za reprezentativní.

Pro stanovení olova ve vzorcích půdy byl také používán výluh půdy v kyselině dusičné o koncentraci $2,0 \text{ mol l}^{-1}$. Podle výsledků lze určit, že hodnoty olova byly $1,32 \text{ mg kg}^{-1}$ a pro výluh PM smetených z povrchu odvalu se určilo, že obsah olova byl

0,99 mg kg⁻¹. Grafické vyhodnocení výsledků olova ve vzorcích půdy stanovených metodou FAAS je znázorněno na Obrázku 20.

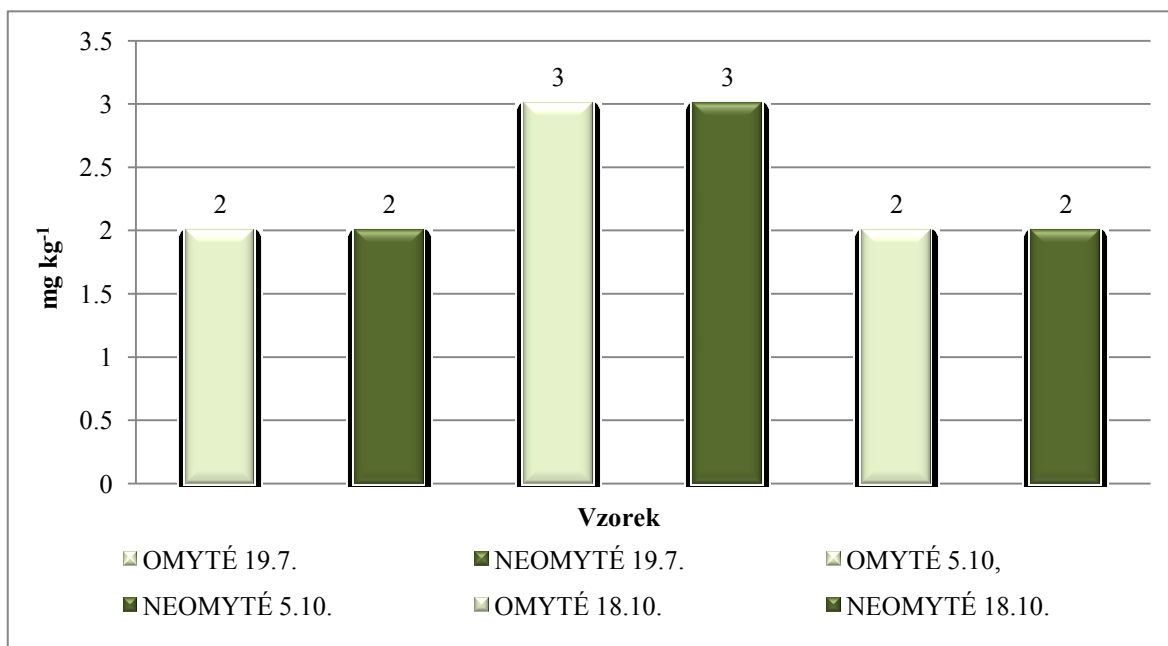


Obrázek 20: Obsah olova ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanoven FAAS analýzou

Z grafu je rovněž dobře patrné, že obsah olova ve vzorcích půdy se vzájemně příliš od sebe neliší a pohybují se v rozmezí od 20 mg kg⁻¹ do 26 mg kg⁻¹. Koncentrace olova ve vzorku prachových částic smetených z kamenitého povrchu byla prakticky dvojnásobně vyšší (40 mg kg⁻¹) než u vzorků půdy. Nejedná se však o „čisté“ prachové částice, proto tyto vzorky nelze považovat za reprezentativní. Tyto hodnoty nebyly překročeny. Mez detekce pro olovo je 0,01 mg kg⁻¹. Nejvyšší obsah olova v půdě (25,9 mg kg⁻¹) byl zjištěn u vzorku, který byl odebrán dne 5. 10. 2017. I když tyto hodnoty nepřekročily preventivní limity, i nadále se olovo v půdě vyskytuje.

Grafické vyhodnocení obsahu olova ve vzorcích zelené hmoty na termicky aktivní odvalu Ema stanoveného XRF analýzou je znázorněno na Obrázku 21. Olovo bylo detekováno jak u oplachovaných, tak neoplachovaných vzorků. V odebíraných vzorcích v červenci a říjnu se koncentrace olova pohybovala v rozmezí od 2 mg kg⁻¹ do 3 mg kg⁻¹. U vzorků zelené hmoty, které byly oplachovány (ethanol + redestilovaná voda), bylo olovo

také stanoveno u všech odběrů. I když oplachem došlo ke smytí prachových částic z listů, takže byl analyzován pouze v čisté zelené hmotě, bez obsahu prachových částic.



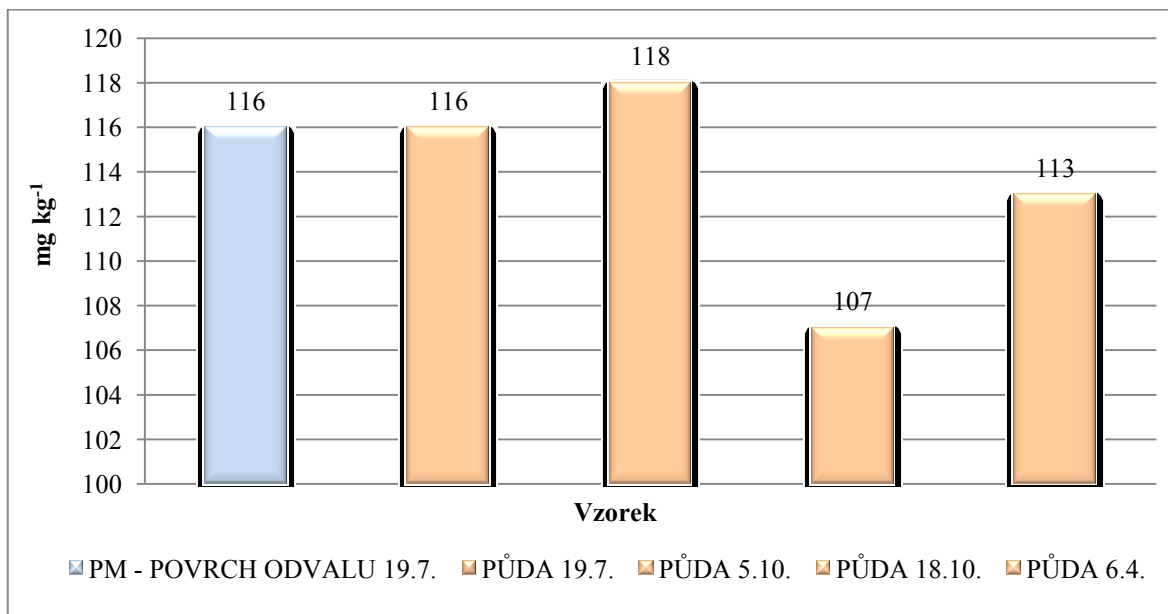
Obrázek 21: Obsah olova ve vzorcích zelené hmoty, stanoveno XRS analýzou

5.4 Vanad

Grafické vyhodnocení obsahu vanadu ve vzorcích půdy a prachových částicích vyskytujících se na povrchu kamenitého terénu na termicky aktivním odvalu Ema je znázorněno na Obrázku 22. Z obrázku je velmi dobře patrné, že nejvyšší naměřená hodnota koncentrace vanadu (118 mg kg^{-1}) byla naměřena dne 5. 10. 2017. Maximální preventivní hodnota obsahu vanadu pro běžné půdy je dle zákona 130 mg kg^{-1} . Tato hodnota nebyla ve vzorcích půdy překročena.

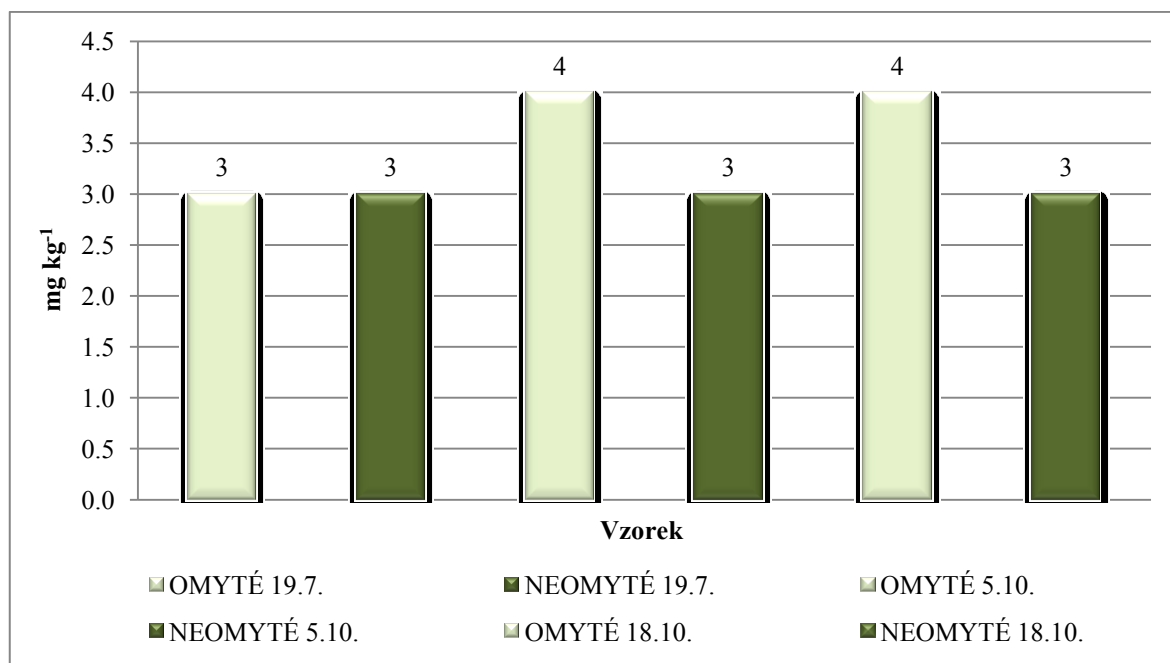
V grafu je také pro srovnání zahrnut i obsah vanadu ve vzorku prachových částic, který byl získán smetením kamenitého povrchu termicky aktivního odvalu Ema poblíž výduchů. Již na první pohled je patrné, že se výsledek podle předpokladu nijak neodlišuje od obsahu vanadu ve vzorcích půdy. Jelikož se nejedná o „čisté“ prachové částice, nejde totiž zajistit, aby vzorek neobsahoval také zbytky kamení, popřípadě částice půdy. Proto se u stanovení prachových částic upustilo od této metody odběru vzorků, která byla realizována v rámci projektu, a takto odebírané vzorky proto nelze příliš považovat za reprezentativní.

Pro účely stanovení přístupného obsahu vanadu ve vzorcích půdy byl používán výluh půdy v kyselině dusičné o koncentraci $2,0 \text{ mol l}^{-1}$. Lze konstatovat, že jeho obsah byl pod mezí detekce použité metody FAAS (pro vanad je mez detekce $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$).



Obrázek 22: Obsah vanadu ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanovení XRS analýzou

Grafické vyhodnocení obsahu vanadu ve vzorcích zelené hmoty na termicky aktivním odvalu Ema je znázorněno na Obrázku 23. Tyto hodnoty byly stanoveny pomocí XRF analýzy. Dle předpokladu byl vanad detekován u vzorků, které byly oplachovány (ethanol + redestilovaná voda), i když došlo k smytí prachových částic z povrchu listů, takže byl vlastně analyzován pouze v čisté zelené hmotě, bez obsahu prachových částic. U všech omytých vzorků zelené hmoty se hodnota koncentrace vanadu pohybovala v rozmezí od 3 mg kg^{-1} do 4 mg kg^{-1} . Obsah vanadu v neomytém vzorku zelené hmoty, tedy stanoveném i s prachovými částicemi ulpěnými na povrchu, se pohyboval v červenci a říjnu v rozmezí od 3 mg kg^{-1} do 4 mg kg^{-1} . Během určování vanadu v zelené hmotě, se vanad vyskytoval u všech vzorků.



Obrázek 23: Obsah vanadu ve vzorcích zelené hmoty, stanovené XRS analýzou

6 DISKUZE

Podkladem pro diskuzi jsou výsledky získané v rámci studia výskytu toxických kovů ve vzorcích půdy, prachových částic na kamenitém povrchu a zelené hmoty. Výzkum kovů probíhal v laboratořích KEI. Získané hodnoty byly následně vyhodnocovány z hlediska jejich mobility v půdě a zelené hmotě.

Cílem závěrečné práce, která byla realizována v souvislosti s řešením mezinárodního projektu CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 „TERDUMP Spolupráce VŠB–TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice“, který byl zaměřen na společné monitorování a analýzu termicky aktivních odvalů po těžbě uhlí v regionech Ostravska a Horního Slezska, bylo zjistit výskyt vybraných toxických kovů na termicky aktivním odvalu Ema.

Půda patří s ovzduším a vodou mezi základní složky životního prostředí. Důležité je zachovat půdu zdravou, hygienicky nezávadnou a úrodnou. Půda má samočisticí schopnost a také určité vlastnosti, které snižují negativní účinky hospodaření, průmyslu a dopravy. Mezi nejdůležitější funkce půdy patří funkce filtrační, transformační a pufrací.

Cizorodé látky, které se dostávají do prostředí, jsou způsobené zemědělskou činností, ale také ze zdrojů, které se zemědělstvím úzce souvisí. Jedná se např. o pesticidy, herbicidy. Také se do půdy dostávají látky, které mají označení „škodlivé látky“. Mezi toto označení se řadí toxické kovy, uhlovodíky, v některých oblastech jsou to sloučeniny SO_x a NO_x . Z toxických kovů je pro půdu nejnebezpečnější olovo, kadmium, rtuť a arsen.

Toxické kovy se řadí do skupiny cizorodých látek, které se ve velké části podílejí na kontaminaci půdy. V přirozených podmínkách se nacházejí v optimální hodnotě, ale díky působením antropogenní činnosti se jejich výskyt v půdě zvyšuje. Toxické kovy mohou do půdy vstupovat různými cestami. Jako příklad lze uvést používání různých chemikálií, čistírenských kalů, ale také hnojiv. V posledních letech však stoupl množství kovů v půdě, a to především vlivem průmyslu a energetiky. Nejčastěji jsou tak toxické kovy přítomné v životním prostředí především ve formě emisí. Nejvyšší hodnoty se proto nachází ve vrstvě humózního horizontu. Toxicita kovů závisí převážně na tom, jak dlouho v půdě setrvávají.

Vzduch obsahuje jak základní složky (mezi které se řadí kyslík, dusík a minoritní složky), tak obsahuje také polutanty, mezi které patří prach, kouř, saze. V jaké míře se v atmosféře budou vyskytovat tyto polutanty, závisí na mnoha faktorech, mezi které patří hustota osídlení oblasti, spalování fosilních paliv, doprava, ale také průmysl, který v dané oblasti převládá. Množství toxických kovů v atmosféře je také ovlivňováno tlakem par, pokud bude tlak par vyšší, pak bude i vyšší koncentrace výskytu toxického kovu v atmosféře. V atmosféře jsou nejvíce zastoupené toxické kovy ve formě emisí. Ty následně ovlivňují přechod kovů do složek prostředí. Avšak také můžou nastat dálkový přenos kovů.

Množství toxických kovů se v průběhu roku poměrně významně mění. Jejich obsah v prostředí je úzce spojen s ročním obdobím. Nejvyšší koncentrace kovů v ovzduší je především v zimním období (prosinec až únor). Toto zvýšení je zapříčiněno především spalováním paliv. Toxicita kovů je v letním období zpravidla snížena.

Dálkový přenos toxických kovů je úzce spojen se vzdušnými masami. Tyto masy proudí po celé zemské kuli, od severní polokoule k jižní a od rovníků k pólům. Z tohoto důvodu nastává dálkový přenos kovů a jsou tak znečištěné oblasti, kde neexistují žádné zdroje znečištění.

Pro městské aglomerace je výskyt toxických kovů vyšší, než pro venkovské oblasti. Tento jev je zapříčiněn větší dopravní zátěží a výskytem průmyslových a těžebních oblastí. Výskyt kovů v ovzduší také úzce souvisí s velikostí prachových částic. Obecným faktem je, že čím jsou tyto částice větší, tím déle se drží ve vzduchu déle.

Pokud se toxické kovy dostávají do půdy, jsou dále transportovány do těla rostlin, a to až do jejich koncových částí, tedy do listů. Při působení kovů dochází u listů k jejich poškození, a to jak na úrovni makroskopické, tak i mikroskopické. Může rovněž dojít až k redukci jejich růstu a poškození struktury listů.

Jestliže působí toxické kovy přímo na rostlinu, může docházet k chlorózám listů. Důvody, proč toto nastává, však nejsou dodnes známy. Pokud se vezme v potaz kadmium, jeho účinky na rostlinu jsou velmi rozmanité, např. nepřímo způsobuje metabolické poruchy rostlin. Kovy také mohou ovlivňovat velikost průduchů u listů, díky kterým dochází k výměně plynů rostlinou. Celkově při působení toxických kovů dochází

k negativním účinkům, především ke změnám na úrovni průduchů, a to poté celkově ovlivňuje funkci celé rostliny.

Při studiu odborné literatury bylo zjištěno, že průměrná koncentrace toxických kovů v ovzduší na území Ostravy klesá. Výjimkou jsou pro Ostravský region roky 2010 a 2013. Proč nastalo v tomto období k zvýšení těchto hodnot, však není známo. Jako důvod překročení bylo uvedeno zhoršení rozptylových a meteorologických podmínek [23].

Pro práci byly použity dvě metody stanovení kovů. Jednalo se o metody XRF analýzy, a FAAS. Metodou XRF byly vlastně stanoveny pouze kovy, které se nacházely na povrchu stanovovaného materiálu. Naopak výluh poskytl informaci, jaké kovy se mohou uvolňovat do prostředí, tedy které jsou přístupné. Naopak extrakcí půdy mikrovlnným rozkladem lze získat informace o celkovém množství kovů ve stanovované matrici. Vzorky zelené hmoty obsahují křemičitany, které mohly vytvořit s některými kovy komplexy, a proto tak mohlo docházet ke snížení jejich koncentrace ve vzorcích.

Faktor, který byl brán v potaz, je také přenos toxických kovů z půdy, přes kořeny rostlin, až do jejich nadzemních částí. Proto byly odebírány listy. Tento faktor udává hodnotu kovů z hlediska toxicity rostlin a jejich vlastností, může poté dojít až k jejich úhynu. Většina kovů vybrána pro tuto práci má největší výskyt především v kořenech rostlin. Tato problematika však nebyla v rámci závěrečné práce studována.

Dalším důležitým faktorem vyhodnocení při stanovení toxických kovů v půdě a PM na kamenitém povrchu byla mobilita kovů a jejich výskyt v půdním prostředí. Mobilita kovů je ovlivněna zvyšující se hodnotou pH. Čím vyšší je hodnota pH, tím nižší bude transport kovů prostředím.

Jako první prvek byl stanovován **arsen**, který má dle legislativy preventivní hodnotu do 20 mg kg⁻¹. Arsen se v půdě vyskytuje v poměrně malém množství přirozeně především v litosféře. Nejvyšší koncentraci arsenu (34 mg kg⁻¹) obsahoval vzorek odebraný dne 5. 10. 2017 a to tedy. U arsenu je důležitá hodnota pH půdy, která byla stanovena na 5,5, na základě toho lze vyhodnotit půdu jako kyselou. V půdách se arsen nejčastěji vyskytuje ve dvou formách a to As³⁺ a As⁵⁺. Mobilita arsenu je dána zrnitostním složením, hodnotou pH, množstvím obsaženého železa, ale také sloučeninami, které obsahují hliník, ale také dalšími složkami (pro příklad lze ještě uvést vlhkost, humus). Dle literatury bylo zjištěno, že oxidace a acidifikace přispívá k mobilitě arsenu snížením půdní

reakce. K vyššímu vyluhování dochází tehdy, pokud se sníží hodnota pH a zvýší se příjem fulvokyselin. Za anaerobních podmínek dochází k redukci arsenu z oxidačního stupně V+ na III+. [55] Arsen se na aktivním odvalu Ema může vyskytovat v jiném oxidačním stupni, než byl pro metodu stanovení vybrán, navíc použitá analytická metoda (FAAS) není vhodná pro jeho stanovení. Nicméně ani metodou XRF nebyl arsen detekován.

Arsen se v půdě tedy vyskytuje a jeho nález byl u hořících průduchů. U zelené hmoty byl naměřen výskyt v malých koncentracích. U listů, které byly při práci odebrány, byl arsen spatřen i na listu dřeviny javor mlč (*Acer platanoides*), kdy se zde vyskytovalo černé zbarvení (Obrázek 24), které s nejvyšší pravděpodobností může souviset také s účinkem arsenu. Toto zbarvení se však vyskytovalo jen ojediněle a nebylo prokázáno na celkové ploše odvalu Ema.



Obrázek 24: Projev arsenu na listu javoru mlč (18. 10. 2017)

Z půdy se arsen do rostliny přenáší především kořeny. Nebylo prokázáno, že by byl arsen pro rostliny toxický destruktivně, protože v nízkých koncentracích stimuluje růst rostliny. Zda rostlina dokáže arsen přijmout, či ne, závisí především na strategii nepřijetí, nebo akumulace arsenu. Strategie nepřijetí arsenu spočívá v tom, že rostlina zabrání, nebo omezí příjem tohoto toxického kovu do nadzemních částí rostlin. Tuto vlastnost má například orobinec širokolistý (*Typha latifolia*). Akumulace arsenu předpokládá vysoký výskyt tohoto kovu v rostlině. Nejvhodnějším typem rostliny, který by mohl být vysázen na odvalu Ema je psineček obecný (*Agrostis tenuis*). Jeho hlavní vlastnost spočívá v tom, že dokáže přijímat velké množství arsenu a je také vhodný, pro vysázení na odvalu po těžbě. [56]

Celková koncentrace arsenu je tedy překročena pouze u půdy, která úzce souvisí s hodnotou pH a mobilitou kovu. Toto znečištění není fatální a destruktivní pro zelenou hmotu, která se zde vyskytuje.

Jako další toxický kov se stanovovalo **kadmium**. V běžných půdách se vyskytuje v koncentracích kolem $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Ve všech případech stanovení u půdy, zelené hmoty a PM v kamenitém povrchu odvalu byla koncentrace olova pod hranicí detekce použité analytické metody. Tento výsledek jednoznačně souvisí s hodnotou pH půdy, která byla 5,5. Se zvyšující se hodnotou pH, klesá jeho mobilita. Proto patrně nebyla prokázána jeho přítomnost na odvalu Ema. Kadmium se vyskytuje nejvíce v prvních 5 cm půdy. Ve větších hloubkách již jeho výskyt a mobilita klesají.

Rostlina, která přijímá kadmium, se nejčastěji projevuje ve formě Cd^{2+} . Tuto formu přijímá buď z půdy, nebo z atmosféry, kde ho lze přijmout 30–80 % z jeho celkového obsahu. Pokud rostlina kadmium z půdy přijímá, musí mít půda obsah kadmia ve velkém množství a půda musí být kyselá. Nízké hodnoty kadmia má každá rostlinná tkáň. Důvod, proč rostlina začne být po přítomnosti kadmia toxická je, že se začne narušovat enzymatická aktivita. Toxicita rostlin se projevuje omezeným růstem, poškozením kořenů, červenohnědé zbarvení listů [57].

Literatura, která popisuje výskyt kadmia v kyselém prostředí, se však rozchází s výslednými hodnotami na odvalu Ema. Výskyt kadmia v listech na termicky aktivním odvalu Ema nelze prokázat. Metody, které se používaly ke stanovení hodnot, tento toxický kov neprokázaly. Avšak hodnota pH byla pro přítomnost kadmia “optimální“, ani tento jev neprokázal toxicitu. Při odběru zelené hmoty také nebyly pozorovány vizuální poškození rostlin kadmiem.

Třetí toxický kov, který byl monitorován v rámci diplomové práce, bylo **olovo**. Legislativa umožňuje výskyt olova v běžných půdách v přípustné hodnotě 60 mg kg^{-1} . Olovo se řadí k prvkům, které jsou nejméně mobilní. Nejvíce se olovo a jeho sloučeniny nachází na svrchní části půdy, proto také bylo nejvíce obsaženo ve vzorcích PM na povrchu odvalu. Čím níže se však obsah půdy studuje, jeho hodnota klesá. Olovo je rozpustné, pokud se nachází v kyselém prostředí. Pokud se začne hodnota pH půdy zvyšovat (např. po vápnění půdy), tím se snižuje jeho rozpustnost.

Olovo bylo prokázáno ve vzorcích zelené hmoty, avšak jeho hodnoty byly v rostlinách malé. Rostlina, která přijímá olovo, tento příjem dělá pasivně a je ovlivněn převážně hodnotou pH. Nejvíce se jeho koncentrace vyskytuje v kořenech a také na povrchu listů. [57]

Pokud rostlina obsahuje velké množství olova v listech, pak toto znečištění nastává především z ovzduší. Avšak toto znečištění nastává velmi ojediněle, jelikož v nadzemních částech rostlin je výskyt olova, jak již bylo uvedeno výše, v nízkých koncentracích. Pokud je rostlina toxická kvůli výskytu olova v jejím rostlinném těle, projevují se příznaky chlorózy, nebo zbarvením do žlutohnědé barvy. Listy jsou také zakrnělé. Pokud se vezmou v potaz výsledky, které byly stanoveny v zelené hmotě, je toxicita olova minimální.

Vanad se v půdě vyskytuje přirozeně, avšak tak z antropogenního důvodu. Nejvyšší hodnota, která byla ve vzorcích půdy stanovena, byla 118 mg kg^{-1} . Avšak tato hodnota je v normě. Zda se vanad na daném území nachází, je dáno mnoha faktory, kdy jedním z nich je matečná hornina, ale také přítomnost v rostlinách. Pro metodu FAAS a výluh byly hodnoty vanadu pro půdu pod hranici detekce. Obsah vanadu ve vzorcích zelené hmoty se pohyboval maximálně do 4 mg kg^{-1} . Toto zvýšení nemusí projevovat toxicitu rostlin, jelikož vanad se v rostlinách běžně nachází. U vyšších rostlin se nepotvrdilo, zda je pro ně důležitý. Avšak je také stavební kámen některých enzymů, jako příklad lze uvést nitrogenasu. [57]

Celkově lze říci, že kadmium, olovo a vanad nepřekročily preventivní hodnoty, které jsou stanovené v legislativě. Jediný arsen tuto legislativu překročil. Musí se však vzít v potaz, že hodnoty jsou stanovené pro běžné půdy. Na termicky aktivním odvalu Ema je však půda antropogenní, přesněji, která je složena z půdy po hlubinné těžbě, ale také po biologické rekultivaci, kdy na odval Ema byla navezena půdy. Hodnoty koncentrací, které jsou stanovené pro arsen, mohou být zvýšené také proto, že se na odvalu Ema nachází zbytky uhlí, které arsen obsahují. Jelikož odval Ema stále prohořívá, uhlí se stále spaluje, a proto se uvolňuje arsen.

Na základě zjištěných výsledků lze navrhnout následující nápravné opatření. Vzhledem k tomu, že není možné na této lokalitě realizovat významnější sanační zásahy [22] (z důvodu, že rekultivace na odvalu Ema již proběhla - zmíněno v teoretické části) lze doporučit fytořemediaci.

Fytoremediace je jedna z alternativ pro klasické způsoby odstranění kovů z prostředí pomocí těžké techniky, při které mnohdy dochází k narušení krajiny a životního prostředí. Tato metoda je navíc velice finančně nákladná. Tato metoda využívá schopnosti rostliny fixovat, akumulovat a rozložit nebezpečné kontaminanty (v tomto případě toxické kovy). Cílem fytoremediace je tak odstranění těchto látek z kontaminovaných substrátů. Kovy, které se vyskytují v ovzduší, mohou být odstraněny přímo, nebo mohou být také degradovány na méně toxické, a to především změnou jeho oxidačního stupně. Kovy tak lze odstranit z půdy přímo, nebo mohou být degradovány na méně toxické, ale také mohou být zcela zbaveny toxicity. V tomto případě se může jednat o přírodní oslabení kovů (neboli atenuaci), kdy se využívá přirozených vlastností rostlin. Důvod, proč je fytoremediace často používána jako nápravné opatření, je proto, že je levná a hlavně šetrná metoda, která je prováděna *in situ*, tedy přímo na místě.

Metoda má také estetický charakter, jelikož je odval Ema turisticky významné místo, proto je to další přidaná hodnota fytoremediace a navíc minimálně zatěžuje prostředí. Avšak je zde i druhý náhled na věc, a to je nevýhoda navrhované metody. Při vysázení se logicky používají vhodné hyperakumulátory. Jejich hlavní nevýhodou je, že mají pomalý růst, ale také jsou málo prostudované. Jediný problém, který může při tomto nápravném opatření nastat, je nedostatečná znalost akumulace kovů v rostlinách. Aplikace navrhované metody je ve velkém ovlivněna celou řadou faktorů, které je nutné vzít v úvahu. Jedná se především o strukturu půdního profilu, hodnoty pH půdy, koncentraci solí, polutantů.

Hlavní je nutnost, aby se zabránilo šíření kontaminace, aby nenastal další transport kovů prostředím. Navrhovala bych proto, aby byla fytoremediace rozdělena do dvou hlavních skupin nápravy opatření, a sice fytodekontaminační a následně pak fytostabilizační. Do fytodekontaminace se řadí fytoextrakce, rhizofiltrace, fytovolatilizace a fytodegradace.

Pro příklad metody je popsána fytoextrakce, která by se mohla použít pro odstranění kovů na termicky aktivním odvalu Ema. Při fytoextrakci dochází k hromadění polutantu především v nadzemních částech rostlin. Tato metoda se používá především pro toxické kovy. Rostliny, které jsou odolné k nadměrným hodnotám toxických kovů v půdě, se vysází na kontaminovanou plochu. Poté, co rostliny nakumulují kovy, jsou pak sklizeny

a poté dál zpracovány, např. ve spalovnách. Tento postup se používá, dokud není plocha úplně vyčištěna od kontaminantů. Pro úspěch této metody, je hlavní kritérium výběr rostlin. Nejlepší jsou hyperakumulátory. Ty jsou však nevýhodou v malém vzrůstu. Dalším návrhem je u rostlin výsev rostlin, které mají normální míru vstřebávání kovů, ale velký nárůst biomasy. Mezi nejznámější prostudovanou rostlinou, která je označována jako hyperakumulátor je penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*).

Vzhledem k tomu, že se na odvalu Ema nachází půda antropozem, jde o navážku půd po důlní činnosti. Další aspekt, na který se musí nahlížet je hodnota pH půdy. Na základě zjištěné hodnoty pH, byla půda na odvalu Ema vyhodnocena jako kyselá a proto bude nejlepší použít rostliny, kterým nevadí toto pH. Rostliny, které mohou být použity, jsou označovány jako acidofilní. Proto pro svůj růst mohou mít kyselé půdy. Mezi tyto rostliny se řadí např. bělomech borůvka (*Leucobryum album*), z vyšších rostlin lze použít biku hajní (*Luzula luzuloides*), brusnici borůvku (*Vaccinium myrtillus*), metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*). Tyto rostliny spolu s penízkem modravým jsou vhodné pro odval Ema.

Dřevinné zastoupení, které se v současné době nachází na odvalu Ema, je z přirozené sukcese. Tedy rostou zde z důvodu, že jejich vývoj a celkový výskyt je zde přirozený a vznik z přenosu větrem.

Jelikož jsou zde zastoupeny dřeviny, které mají krátký kořenový systém, bylo by vhodné použít pro haldu Ema meliorační dřeviny. Tyto dřeviny by bylo vhodné vysadit, aby nenastal sesuv půdy na odvalu. Pro příklad těchto dřevin pro výstavbu lze uvést buk lesní (*Fagus sylvatica*), jedle bělokorá (*Abies alba*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*).

Pro další příklady hyperakumulátorů lze uvést takové, které umí ve svém těle zpracovat toxické kovy, které byly definovány pro tuto práci. Pro kadmium se jedná o již zmíněný penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*), a o druh iberka prostřední (*Iberis intermedia*). Pro olovo se jedná o rostlinu penízek kulolistý (*Thlaspi rotundifolium*) a pro arsen se jedná o druhy kapradiny *Pityrogramma calomelanos* a křídelnice *Pteris vittata*.

7 ZÁVĚR

Předložená diplomová práce probíhala ve spolupráci s mezinárodním projektem CZ.11.4.120/0.0/0.0/15_006/0000074 „TERDUMP Spolupráce VŠB–TUO/GIG Katowice na průzkumu hořících hald na obou stranách společné hranice“, který je zaměřen na společné monitorování a analýzu termicky aktivních odvalů po těžbě uhlí v regionech Ostravska a Horního Slezska.

V diplomové práci jsou popsány čtyři vybrané toxické kovy z hlediska působení v půdě a zelené hmotě. Jedná se o kovy arsen, kadmium, olovo a vanad. Tyto kovy byly zkoumány z hlediska výskytu na aktivním odvalu haldy Ema.

Tyto kovy prokázaly, že se vyskytují jak v půdě, tak zelené hmotě. U kadmia však byly hodnoty pod hranicí detekce. Nelze ho tedy označit, že se na haldě Ema nevyskytuje. Jeho mobilita při vyšší hodnotě pH klesá, proto při pH 5,5, která se zde vyskytuje, není mobilní.

Olovo a vanad jsou v normě s legislativou a arsen překročil své limity pouze u půdy a to při stanovení metodou XRF. Tyto limitní hodnoty se však berou pouze jako okrajové, protože pro půdy antropogenního typu nejsou limity toxických kovů stanoveny.

Tato práce tedy prokázala lehké zvýšení obsahu arsenu, který se ojediněle negativně projevil také na listech javoru mléč, který měl žlutohnědé až černé skvrny.

Hlavním výsledkem této práce je konstatování, že výskyt toxických kovů v půdě je v podstatě přirozeným jevem na území Ostravy a tedy analogicky také na termicky aktivním odvalu Ema. V půdě se kovy kumulují a jsou sledovány z hlediska celkového obsahu kovů v půdě, ale také rozpustnost, kdy je kov z půdy uvolňován např. kyselinami, ale také s ohledem na jejich vlastnostech. Dalším hlavním kritériem pro kumulaci kovů v půdě je hodnota pH půdy, která v podstatě ovlivňuje mobilitu kovů. Proto se výsledky kadmia nachází pod mezí detekce. Je to vlastně s největší pravděpodobností zapříčiněno poklesem vlastností kadmia jako je mobilita v kyselé půdě, a proto hodnota pH udržuje do jisté míry půdu odolnou vůči toxickým kovům.

Ohledně ovzduší a transportu toxických kovů srážkami, se projevilo, že kovy, které byly zkoumány v práci, se v ovzduší vyskytují minimálně. Nejpříjemnější výskyt v ovzduší má olovo. Naměřené hodnoty, které se stanovily ve vzorcích, prokázaly

přítomnost olova v prachových částicích. Nachází se však v nízkých koncentracích, proto se v ovzduší neprojevuje ve velkém zastoupení. Klimatické podmínky, které byly území pozorovány a následně vyhodnocovány, prokázaly, že hodnoty toxických kovů se v ovzduší snižují. Avšak toxické kovy se v některých letech v ovzduší prokázaly ve zvýšených hodnotách a povolené limity byly překročeny. Protože nebyl stanoven důvod překročení limitních hodnot, tento jev se přiřadil ke klimatickým změnám.

Nejlepším opatřením, pro antropogenní a ostatní půdy, by bylo vhodné, kdyby legislativa České republiky stanovovala toxicitu kovů pro všechny typy půd. Jelikož antropogenní znečištění je jedním z hlavních faktorů výskytu toxicity.

Zvýšená hodnota arsenu v půdě je nejspíše spojena s jeho mobilitou a akumulací, avšak nízký výskyt v rostlinách spočívá s jeho přeměnou v oxidačním stupni. Proto jsou jen některé rostliny poškozeny žloutnutím listů. U kadmia byly hodnoty pod mez detekce, proto se jeho toxicita na odvalu Ema nedá prokázat, tak jako dálkový přenos atmosférou. Olovo, které se stanovovalo, prokázalo při metodách stanovení nejlepších výsledků, ale jeho toxicita neprojevuje vlastnosti. Vanad ve všech zkoumaných složkách neprokázal zvýšenou toxicitu a proto ani u něj nehrozí velké poškození odvalu.

V závěru lze tedy říci, že toxicitu projevuje jen arsen, která byla prokázána na hnědnutí listů a nekróze některých rostlin. Zbylé kovy svou toxicitu nemají tak vysokou. Avšak toxicita kovů zde projevena může být, protože zbylé kovy jsou popsány v bakalářské práci Šárky Grabovské.

Na základě zjištěných výsledků bylo navrženo jako možné alternativní řešení fytořemediace. Její uplatnění je na odvalu Ema nejlepší, jelikož toto opatření není finančně moc nákladné. Pokud by se vysadily určité rostliny, které jsou hyperakumulátory a podporují fytořemediaci, je možné odstranit toxicitu na odvalu. Avšak toto nápravné opatření je však časově velmi náročné.

Pro aktivní odval Ema byly vybrány rostliny, které umí svými vlastnostmi odstranit toxické kovy z půdy. Také byly popsány dřeviny, které by zabránily případnému sesuvu půdy na odvalu. Pokud by se vytvořil plán péče a sestavil se výsevní postup, mohly by být toxické kovy, jako je arsen, kadmium, olovo a vanad a půdy odstraněny.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- [1] ČESKO. Zákon České národní rady č. 334/1992 Sb. ze 1. 7. 1992 dne o ochraně zemědělského půdního fondu. In: Sbírka zákonů České republiky. část 68. Dostupný také z: <https://www.psp.cz/sqw/sbirka.sqw?cz=334&r=1992>
- [2] ČESKO. Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, in: Sbírka zákonů České republiky, část 59. Dostupný také z: <https://www.psp.cz/sqw/sbirka.sqw?cz=13&r=1994>
- [3] WUANA, R. A., F. E. OKIEIMEN a J. A. IMBORVUNGU. *Removal of heavy metals from a contaminated soil using organic chelating acids*. 2010, 7(3), 485-496. DOI: 10.1007/BF03326158. ISSN 1735-1472. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/BF03326158>
- [4] BURT, R, M.A WILSON, T.J KECK, B.D DOUGHERTY, D.E STROM a J.A LINDAHL. Trace element speciation in selected smelter-contaminated soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. *Advances in Environmental Research*. 2003, 8(1), 51-67. DOI: 10.1016/S1093-0191(02)00140-5. ISSN 10930191. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1093019102001405>
- [5] BOLAN, N. S., D. C. ADRIANO, P. DURAISAMY, A. MANI a K. ARULMOZHISELVAN. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphate addition. *Plant and Soil*[online]. 2003, 250(1), 83-94 [cit. 2018-03-28]. DOI: 10.1023/A:1022826014841. ISBN 10.1023/A:1022826014841. ISSN 0032079X. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1023/A:1022826014841>
- [6] ADRIANO, D. C.: Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. *Journal of Environmental Quality*. 2001, 32(1), 374.
- [7] MAKOVNÍKOVÁ, J.; et al.: Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. *Chemické listy* 100:6, 424-432 (2006).
- [8] CRINI, G.; BADOT, P. (ed.): *Sorption processes and pollution: Conventional and non-conventional sorbents for pollutant removal from wastewaters*. Presses Univ. Franche-Comté. 2010.

- [9] KOMÍNKOVÁ, Dana. *Ekotoxikologie*. V Praze: České vysoké učení technické, 2008. ISBN 978-800-1040-584.
- [10] GALUŠKOVÁ, Ivana. *Kontaminace půd městských parků vybranými rizikovými prvky*. Praha, 2010. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Vedoucí práce Luboš Borůvka.
- [11] MIRSAL, I. A. *Soil Pollution: Origin, Monitoring and Remediation*. 2nd edition. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 2008. Soil Properties, s. 50-55. ISBN 978-3-540-70775-2.
- [12] ALLOWAY, B.J. Soil processes and the behavior of heavy metals. In *Heavy metals in soils*. 2nd edition. Glasgow, UK: Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, 1995. s. 11-38. ISBN 0751401986.
- [13] TICA, D., UDOVIC, M., LESTAN, D. Immobilization of potentially toxic metals using different soil amendments. *Chemosphere*. 2011, **85**(4), 553-692. ISSN 0045-6535.
- [14] KOVÁŘOVÁ, Monika. *Jak dokáží přežít rostliny na toxických výsypkových substrátech? Fyziologické a strukturální vlastnosti rostlin na substrátech s vysokým obsahem As a Hg*. Praha, 2010. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra experimentální biologie a rostlin.
- [15] PRASAD, M.N.V. *Plant-mineral nutrition: macro- and micro nutrients, uptake, functions, deficiency and toxicity symptoms*. Hyderabad. 1 - 31 s. University of Hyderabad, 2011.
- [16] RICHTER, R. *Multimediální učební texty z výživy rostlin: Příjem živin rostlinami*, Ústav agrochemie a výživy rostlin, Mendelova univerzita v Brně, 2003. [cit. 2018-04-02]. Dostupné z: <http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/prijem_zivin/a_index_prijem_zivin.htm>.
- [17] HUGUENOT, D. *Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation*. Science of The Total Environment [online]. 2016, 563-564, 693-703. ISSN 00489697.
- [18] KIRCHNER, Karel a Irena SMOLOVÁ. *Základy antropogenní geomorfologie*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2010. ISBN 978-80-244-2376-0.

- [19] JELÍNEK, P. *Termicky aktivní odvaly v ostravské a petřvaldské části OKR a jejich rizika na životní prostředí*. [online]. Příbram, 2010, s. 1-8. Dostupné z: http://slon.diamo.cz/hpvt/2010/veda/V_04.pdf.
- [20] VESELÁ, Hana. *Pasportizace odvalu Ema*. Ostrava, 2013. Bakalářská práce. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava.
- [21] GAZDOVÁ, Olga. *Průzkumné práce na odvalu Ema*. Klub přátel Hornického muzea v Ostravě [online]. 2009 [cit. 2018-03-28]. Dostupné z: <http://www.hornicky-klub.info/view.php?cislocclanku=2009090013>
- [22] Ema. *Monitoring hald* [online]. Ostrava: VSB-TU Ostrava, 2015 [cit. 2018-03-28]. Dostupné z: <http://monitoring-hald.com/index.php?section=Ema&soubor=index>
- [23] Mapové aplikace. *Česká geologická služba* [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2018 [cit. 2018-03-29]. Dostupné z: <http://www.geology.cz/extranet/mapy/mapy-online/mapove-aplikace>
- [24] Charakteristika zájmového území. *ORP Ostrava* [online]. Brno: ENVIPARTNER, 2009 [cit. 2018-03-29]. Dostupné z: http://dpporp.hzsmsk.cz/orpost_charakteristika-zajmoveho-uzemi/
- [25] *Územně analytické podklady pro správní obvod statutárního města Ostravy* [online]. Ostrava, 2008 [cit. 2018-03-29]. Dostupné z: gisova.ostrava.cz/dokumenty/pruvodni_zprava_uap.pdf
- [26] OLMER, Miroslav. *Hydrogeologické rajóny*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1990. 80-209-0114-0.
- [27] SKALICKÝ, V., HEJNÝ, S. a SLAVÍK, B. Regionálně fytogeografické členění. *Květena ČSR I*. Praha: Academia, 1988, , 103-121..
- [28] HÜTTER, Vladimír. *Problematika odpadů na haldě Ema*. Ostrava, 2011. Bakalářská práce. Vysoká škola báňská - Technická univerzita.
- [29] SCHULHAUSEROVÁ, Radka. *Potenciál brownfields z pohledu zahradně krajinářského architekta*. Brno, 2015. Bakalářská práce. Mendelova Univerzita v Brně, Zahradnická fakulta v Lednici.

- [30] DUKER, A. a Martin HALE. Arsenic geochemistry and health. *Environment International*. 2005, **31**(5), 631-641.
- [31] O'DAY, Peggy. Chemistry and Mineralogy of Arsenic. *Journal Article*. 2006, **2**(2), 77-83.
- [32] NRIAGU, Jerome O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* [online]. 1989, **338**(6210), 47-49 [cit. 2018-04-26]. DOI: 10.1038/338047a0. ISSN 0028-0836. Dostupné z: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/338047a0>
- [33] *Toxické prvky v životním prostředí a v potravních řetězcích* [online]. 2018 [cit. 2018-04-03]. Dostupné z: mu.kutnahora.cz/file/922/download/
- [34] MEHARG, Andrew. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*. 2002, (154), 29-43.
- [35] ĎURŤA, Ondrej a Miloslav KHUN. *Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov*. 1. vyd. Bratislava: Univerzita Komenského, 2002, 115 s. ISBN 80-223-1657-1.
- [36] ARMIENTA, M.A., L.K. ONGLEY, R. RODRÍGUEZ, O. CRUZ, H. MANGO a G. VILLASEÑOR. Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* [online]. 2008, **8**(2), 191-197 [cit. 2018-04-26]. DOI: 10.1144/1467-7873/07-144.
- [37] GREENWOOD, N. N., EARNSHAW, A. *Chemie prvků Sv. 2*. Jursík F.. 1. vyd. Praha: Informatorium, 1993. 842 s. ISBN 80-85427-38-9.
- [38] HERČÍK, M., LAPČÍK, V., OBROUČKA, K. *Ochrana životního prostředí pro inženýrské studium*. Ostrava: Vysoká škola báňská, 1995. 205 s. ISBN 80-7078-255-2.
- [39] BENCKO, V., CIKRT, M., LENERT, J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vyd.* Praha: Grada, 1995. 282 s. ISBN 80-7169-150-X.
- [40] RACLAVSKÁ, H. *Znečištění zemin a metody jejich dekontaminace*. 1. vyd. Ostrava: VŠB-Technická univerzita, 1998. 111 s. ISBN 80-7078-508-X.

- [41] RICHTER, R.. *Multimediální učební stránky z výživy rostlin*. [online]. MZLU v Brně, 2003, 28. 1. 2004 [cit. 2009-04-02]. Dostupný z WWW: <http://www.af.mendelu.cz/external/relay/agrochem/multitexty/html/agrochemie_pudy/A_index_agrochem.htm>.
- [42] CIBULKA, Jiří. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Praha: Academia, 1991. ISBN 80-200-0401-7.
- [43] CHRISTENSEN, Thomas H. Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1984, **21**(1-4), 105-114. DOI: 10.1007/BF00163616.
- [44] NRIAGU, Jerome O. The rise and fall of leaded gasoline: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Science of The Total Environment*. 1990, **92**(1-4), 13-28. DOI: 10.1016/0048-9697(90)90318-O.
- [45] BENEŠ, Stanislav. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí*. Praha: Agrospoj, 1994. ISBN 80-7084-090-0.
- [46] Vanad. *Periodická tabulka* [online]. 1998 [cit. 2018-04-03]. Dostupné z: <http://www.tabulka.cz/prvky/ukaz.asp?id=23>
- [47] KABATA-PENDIAS, Alina. *Trace elements in soils and plants*. 4th ed. Boca Raton: CRC Press, c2011. ISBN 14-200-9368-1.
- [48] ČSN ISO 10381-6 (836151) Kvalita půdy - Odběr vzorků - Část 6: Pokyny pro odběr, manipulaci a uchovávání půdních vzorků za aerobních podmínek pro studium mikrobiálních procesů, biomasy a diverzity v laboratoři
- [49] ČSN ISO 11464 (836160) Kvalita půdy - Úprava vzorků pro fyzikálně-chemické rozbor
- [50] ČSN P CEN/TS 16188 (836801) Kaly, upravený bioodpad a půdy – Stanovení prvků ve vyluzích lučavkou královskou a kyselinou dusičnou - Metoda plamenové atomové absorpční spektrometrie (FAAS)
- [51] EPA 3052 Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices

- [52] ČSN ISO 8288 (757382) Jakost vod. Stanovení kobaltu, niklu, mědi, zinku, kadmia a olova. Metody plamenové atomové absorpční spektrometrie
- [53] Flame atomic absorption spectrometry - Analytical methods
- [54] GRABOVSKÁ, Šárka. *Vybrané toxické kovy v půdě a zelené hmotě na termicky aktivním uhelném odvalu Ema*. Ostrava, 2018. Bakalářská práce. Vysoká škola báňská - Technická univerzita.
- [55] GALUŠKOVÁ, Ivana. *Kontaminace půd městských parků vybranými rizikovými prvky*. Praha, 2010. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita.
- [56] Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy 100* [online]. 2006, , 323-329 [cit. 2018-04-26]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2006_05_323-329.pdf
- [57] Cizorodé prvky. *Mendelova univerzita v Brně* [online]. Brno, 2004, 2004 [cit. 2018-04-26]. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/cizorode_prvky.htm

SEZNAM ZDROJŮ OBRÁZKŮ

Obrázek č. 1: Graf mobility rizikových prvků v půdě v závislosti na hodnotě pH. Dostupné z: https://is.mendelu.cz/lide/clovek.pl?zalozka=13;id=12207;studium=63045;zp=41193;download_prace=1;lang=cz, [cit. 2018-04-03]

Obrázek č. 2: Průběh kontaminujících látek v rostlině. Dostupné z: <https://knowhowtogmo.files.wordpress.com/2011/01/yc3.jpg>, 2018. [cit. 2018-04-03].

Obrázek 3: *Pseudomonas aeruginosa*. Dostupné z: <http://www.ehagroup.com/assets/img/site/pathogens/pathogen-pseudomonas-aeruginosa.jpg>, 2018 [cit. 2018-04-03].

Obrázek 4: Odval Ema. Dostupné z: <https://mapy.cz/s/2wIM3>, [cit. 2018-04-03]

Obrázek 5: Halda Ema v roce 1962. Dostupné z: https://ostrava.idnes.cz/foto.aspx?r=ostrava-zpravy&c=A120831_1823327_ostrava-zpravy_sot&foto=JOG3cc490_Halda.jpg, [cit. 2018-04-03]

Obrázek 6: Půdní mapa. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/geocr50/>, [cit. 2018-04-03]

Obrázek 8: Transport arsenu rostlinou. Dostupné z: <https://ars.els-cdn.com/content/image/1-s2.0-S0045653516301357-fx1.jpg>, [cit. 2018-04-03]

Obrázek 9: Transport kadmia rostlinou. Dostupné z <https://ars.els-cdn.com/content/image/1-s2.0-S0045653515302885-fx1.jpg>, [cit. 2018-04-03]

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Graf mobility rizikových prvků v půdě v závislosti na hodnotě pH (zdroj https://is.mendelu.cz)	7
Obrázek 2: Průběh kontaminujících látek v rostlině (převzato a upraveno z knowhowtogmo.wordpress.com , 2018)	10
Obrázek 3: <i>Pseudomonas aeruginosa</i> (zdroj www.ehagroup.com)	11
Obrázek 4: Odval Ema (Zdroj: www.mapy.cz)	15
Obrázek 5: Odval Ema v roce 1962 (Zdroj: www.ostrava.idnes.cz)	16
Obrázek 6: Půdní mapa (Zdroj: www.mapy.geology.cz)	17
Obrázek 7: Zastoupení dřevin na odvalu Ema (převzato a upraveno z [29])	20
Obrázek 8: Transport arsenu rostlinou (Zdroj: www.sciencedirect.com)	22
Obrázek 9: Mobilita kadmia v rostlině (převzato a upraveno z www.ars.els-cdn.com)	24
Obrázek 10: Odběr zelené hmoty na haldě Ema (5. 10. 2017)	26
Obrázek 11: Odběr půdy na odvalu Ema (6. 4. 2018)	27
Obrázek 12: Analytický mlýnek (září 2017)	29
Obrázek 13: Vakuová sušárna (5. 10. 2017)	29
Obrázek 14: Analytická nerezová síta (6. 4. 2018)	30
Obrázek 15: Lis Maassen 54KBX32M na výrobu tablet (6. 4. 2018)	32
Obrázek 16: Tableta pro stanovení toxických kovů (6. 4. 2018)	32
Obrázek 17: Obsah arsenu ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanoveno XRS analýzou	35
Obrázek 18: Obsah arsenu ve vzorcích zelené hmoty, stanoveno XRS analýzou	36
Obrázek 19: Obsah olova ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanoveno XRS analýzou	37
Obrázek 20: Obsah olova ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanoveno FAAS analýzou	38
Obrázek 21: Obsah olova ve vzorcích zelené hmoty, stanoveno XRS analýzou	39

Obrázek 22: Obsah vanadu ve vzorcích půdy a povrchu odvalu, stanovené XRS analýzou	40
Obrázek 23: Obsah vanadu ve vzorcích zelené hmoty, stanovené XRS analýzou.....	41
Obrázek 24: Projev arsenu na listu javoru mléč (18. 10. 2017).....	45

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě [2]	4
--	---

